

**EVALUACIÓN DE COMPUESTOS TÓXICOS: PLAGUICIDAS
ÓRGANOCORADOS Y METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL
DISTRITO DE RIEGO DE REPELÓN-ATLÁNTICO.**

DUVAN SALOMÓN CERVANTES FUENTES

DIEGO FABIÁN PIMIENTO CENTENO



Universidad de la Costa CUC

Departamento Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Colombia

2017

**EVALUACIÓN DE COMPUESTOS TÓXICOS: PLAGUICIDAS
ÓRGANOCOLORADOS Y METALES PESADOS EN SUELOS AGRÍCOLAS DEL
DISTRITO DE RIEGO DE REPELÓN-ATLÁNTICO.**

Para optar al título de Ingeniero Ambiental

Línea de Investigación:

Control de la Contaminación

TESISTAS:

Duvan Salomón Cervantes Fuentes

Diego Fabian Pimiento Centeno

Director de Trabajo de Grado

MSc. Leandro Gómez Plata

Codirector de Trabajo de Grado

Mg. Daniel Castañeda Valbuena

UNIVERSIDAD DE LA COSTA CUC

Departamento Civil y Ambiental

Programa de Ingeniería Ambiental

Barranquilla, Colombia

2017

Nota de Aceptación.

Presidente del jurado

Jurado

Jurado

Barranquilla, Noviembre de 2017

Dedicatoria

A Dios, quien es el motor de mi vida y quien sustenta todo lo que hago, sin él, no hubiera podido llegar a donde estoy hoy.

A mi padre Dimas Pimiento, quien me enseñó a perseverar hasta alcanzar lo que quiero y me mostró todo su apoyo a pesar de las dificultades.

A mi madre Martha Centeno, por enseñarme valores y brindarme todo su amor y apoyo incondicional cuando lo necesité y enseñarme a no dejar mis sueños atrás.

A mi hermana Jenny Pimiento, quien me apoyó en medio de las dificultades y siempre me dio ánimo para lograr mis objetivos.

A la familia Gómez Morales, quienes me acogieron desde niño y me brindaron todo su amor y apoyo.

A la familia Becerra Acosta, por brindarme su amistad y apoyo como si fuera parte de su hogar.

A Shannon Villa, por ser esa amiga incondicional con la cual sé que siempre podré contar de su cariño y amistad sincera.

A todos mis amigos y allegados, en especial a Junior Sánchez por el apoyo moral y emocional que me brindaron a lo largo de la carrera universitaria.

Diego Pimiento Centeno

Dedicatoria

Dios es quien merece mi primera palabra y dedicatoria en este trabajo, sin él, sin su compañía, sin su guía, quizá no podría siquiera haber iniciado el camino para ser quien soy hoy.

A mi madre Ana Fuentes, quien me ha dado amor incondicional, y me ha enseñado el valor del trabajo y el progreso, me ha inculcado valores y me ha encaminado siempre al buen obrar.

A mi hermano Juancho, quien se privó de algunos beneficios para que yo pudiera seguir adelante en mi carrera, y por plantearme las dudas que se necesitan para crecer en todos los aspectos.

A mi padre, que siempre que le busco tiene su amor y apoyo incondicional para mí.

A mis tíos, la familia Fuentes, quienes me exhortaron a seguir adelante, a servir de ejemplo para mis primos y me han apoyado siempre que los he necesitado.

Duvan Cervantes Fuentes.

Agradecimientos

Nuestros más sinceros agradecimientos al Magister Leandro Gómez Plata, pilar fundamental de nuestro trabajo, y quien nos motivó y perfiló de la manera más paternal, para culminar este trabajo dándonos las bases del conocimiento, creando los puentes con otros conocedores y acompañándonos de cerca en cada avance.

Al Magister Daniel Castañeda, por la guía que nos brindó como Co-director de este proyecto, además por realizar todas las gestiones pertinentes con el mismo.

Al Doctor Xavi Querol del Instituto de Diagnóstico Ambiental y de Estudios del Agua (IDEAE), por toda la disposición brindada para realizar este trabajo y al Doctor Roy N. Lieberman, por el apoyo dado en la realización de los análisis de metales pesados.

A la Universidad De La Costa por todo su apoyo científico y financiero.

A nuestros amigos Anderson Valencia y Laura Gonzales, quienes nos apoyaron incondicionalmente en este trabajo, brindándonos todo su conocimiento, amistad y más sincero cariño.

A nuestra gran amiga y profesora, Magister Andrea Yanes quien siempre nos brindó sus conocimientos y amistad incondicional, además de estar siempre atenta y dispuesta cuando la necesitamos. ¡Gracias por sus risas eternas!

A nuestro amigo, Magister Johan Mantilla por los conocimientos brindados en el manejo técnico de Arcgis.

A nuestras amigas Ana Villalobos y Erika Arbeláez por su apoyo y ayuda en los laboratorios del Centro de Investigaciones y tecnologías Ambientales (CITA).

Contenido

| | |
|---|----|
| Resumen | 13 |
| Abstract | 15 |
| 1. Introducción | 17 |
| 2. Planteamiento del problema | 19 |
| 3. Justificación..... | 21 |
| 4. Objetivos | 23 |
| 4.1.Objetivo General | 23 |
| 4.2.Objetivos Específicos | 23 |
| 5. Marco teórico | 24 |
| 5.1.Plaguicidas | 24 |
| 5.1.1. Clasificación de plaguicidas | 24 |
| 5.1.2. Plaguicidas organoclorados | 26 |
| 5.1.3. Contaminación de suelos por plaguicidas..... | 28 |
| 5.2.Metales Pesados | 29 |
| 5.2.1. Clasificación de metales pesados..... | 33 |
| 5.2.2. Movilidad de metales pesados en suelos | 34 |
| 5.2.3. Fitotoxicidad | 36 |
| 5.2.4. Riesgos y afecciones a la salud humana | 37 |
| 5.2.5. Mercurio..... | 38 |

| | |
|--|----|
| 5.2.6. Cadmio | 40 |
| 5.2.7. Plomo | 41 |
| 5.2.8. Cromo | 43 |
| 5.2.9. Zinc44 | |
| 5.2.10. Cobre | 47 |
| 5.2.11. Níquel | 48 |
| 5.3.Fondo Geoquímico de los metales pesados de estudio. | 48 |
| 5.4.Índices de contaminación de Suelos..... | 51 |
| 5.4.1. Factor de Enriquecimiento (EF)..... | 51 |
| 5.4.2. Índice de Geoacumulación (IGEO) | 51 |
| 6. Estado del arte | 52 |
| 6.1.Metales Pesados | 52 |
| 6.2.Plaguicidas | 57 |
| 7. Metodología | 61 |
| 7.1.Descripción del área de estudio..... | 61 |
| 7.1.1. Ubicación geográfica | 61 |
| 7.1.2. Composición geomorfológica de suelos | 62 |
| 7.2.Fase de Campo | 64 |
| 7.2.1. Recolección de muestras..... | 64 |
| 7.3.Análisis de resultados..... | 66 |

| | |
|---|-----|
| 7.3.1. Metales pesados | 66 |
| 7.3.2. Plaguicidas organoclorados | 68 |
| 8. Resultados y discusión | 70 |
| 8.1. Plaguicidas | 70 |
| 8.2. Metales Pesados | 72 |
| 8.2.1. Validación de la técnica | 72 |
| 8.2.2. Concentración de metales pesados..... | 73 |
| 8.2.3. Variabilidad espacial de metales pesados en el DRR | 78 |
| 8.2.4. Índices de contaminación..... | 84 |
| 9. Conclusiones | 90 |
| 10. Recomendaciones..... | 92 |
| 11. Bibliografía..... | 93 |
| 12. Anexos..... | 114 |
| 12.1. Resultados índices de contaminación | 114 |
| 12.1.1. Factor de enriquecimiento (EF)..... | 114 |
| 12.1.2. Índice de Geoacumulación (Igeo)..... | 116 |
| 12.2. Mapas factor de enriquecimiento (EF) | 117 |

Lista de Figuras

| | |
|---|----|
| Figura 1. Esquema de introducción de los plaguicidas a la cadena alimenticia..... | 29 |
| Figura 2. Fuentes de metales pesados en el suelo..... | 32 |
| Figura 3. Vías que pueden seguir los metales pesados..... | 35 |
| Figura 4. Ciclo biogeoquímico del Mercurio..... | 39 |
| Figura 5. Canales del Distrito de Riego de Repelón..... | 61 |
| Figura 6. Distrito de Riego de Repelón (DRR)..... | 64 |
| Figura 7. Zonas de muestreo..... | 65 |
| Figura 8. Concentración de metales pesados en el DRR. (a) Metales mayoritarios Cr, Ni, Cu, Zn y Pb y (b) Metales minoritarios Hg..... | 78 |
| Figura 9. Variabilidad espacial de Cr, Ni, Cu, Zn, Pb y Hg..... | 81 |
| Figura 10. Factor de enriquecimiento (EF)..... | 84 |
| Figura 11. Índice de geoacumulación (Igeo), por muestra..... | 88 |

Lista de Tablas

| | |
|--|----|
| Tabla 1. Clasificación de plaguicidas según su naturaleza química..... | 25 |
| Tabla 2. Plaguicidas según su toxicidad (DL ₅₀)..... | 25 |
| Tabla 3. Clasificación de los plaguicidas según su vida media de efectividad..... | 26 |
| Tabla 4. Metales relacionados a compuestos de uso agrícola..... | 32 |
| Tabla 5. Concentración de Zn en algunos fertilizantes..... | 46 |
| Tabla 6. Contenido de fondo común de metales pesados en la corteza continental y suelos superficiales (mg/Kg)..... | 49 |
| Tabla 7. Abundancia de elementos de rastreo del grupo 12 en rocas y suelos (clasificación de suelos acorde al WBR) (mg / kg)..... | 50 |
| Tabla 8. Clasificación del suelo en Repelón..... | 63 |
| Tabla 9. Clasificación de suelos contaminados por medio del índice de geoacumulación.... | 67 |
| Tabla 10. Clasificación de suelos por el factor de enriquecimiento..... | 68 |
| Tabla 11. Configuración del cromatógrafo..... | 69 |
| Tabla 12. Concentración de plaguicidas en el DRR..... | 70 |
| Tabla 13. Porcentaje de recuperación..... | 72 |
| Tabla 14 Concentración de metales pesados..... | 74 |
| Tabla 15. Concentraciones de metales pesados de otros estudios..... | 75 |
| Tabla 16. Estudio realizado en el Sinú Colombiano..... | 87 |

Lista de Anexos

| | |
|---|------------|
| <i>Anexo 1. Factor de enriquecimiento de los suelos del DRR, por Zonas.....</i> | <i>114</i> |
| <i>Anexo 2. Índice de Geoacumulación en suelos del DRR, por zonas.....</i> | <i>116</i> |
| <i>Anexo 3. Factor de enriquecimiento del Cr.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Anexo 4. Factor de enriquecimiento del Ni.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Anexo 5. Factor de enriquecimiento del Cu.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Anexo 6. Factor de enriquecimiento del Zn.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Anexo 7. Factor de enriquecimiento del Pb.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Anexo 8. Factor de enriquecimiento del Hg.....</i> | <i>118</i> |

Resumen

Durante la segunda mitad del siglo XX, Repelón fue conocida como la despensa agrícola del departamento del Atlántico, un municipio que en esa época al igual que la mayoría en el país, tenía como motor de desarrollo la agricultura, sobresaliendo los cultivos de algodón, tomate y frutas en general. Contando además con un distrito de riego que abastecía los campos de agua durante todo el año.

Distintos factores socavaron lentamente la actividad agrícola de la región, incrementándose el uso intensivo de fertilizantes para mantener la productividad de los cultivos y el uso de plaguicidas para mantener al margen a las plagas y así también garantizar la seguridad alimentaria, lo que ocasionó una deposición de distintos compuestos tóxicos en los suelos, como los plaguicidas organoclorados, que para ese periodo estaban muy poco regulados y eran usados libremente en cultivos de algodón. La presencia de dichos compuestos tóxicos en el suelo puede convertirse en un riesgo potencial, desde la perspectiva económica, sanitaria y ambiental, y alterar la vocación productiva del suelo

Teniendo en cuenta lo anterior, se analizaron las concentraciones de compuestos tóxicos, tales como los plaguicidas organoclorados (Heptacloro benceno, Aldrín, Endosulfán, Dieldrín, Endrín), por Cromatografía de Gases y los metales pesados (Mercurio, Plomo, Níquel, Zinc, Cobre, Cromo y Cadmio), por Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS), en suelos agrícolas del distrito de riego de Repelón, sur del Atlántico, Colombia. Se realizó una recolección de muestras compuestas en diez (10) zonas con historial agrícola.

Para todos los metales pesados analizados, se encontraron concentraciones detectables analíticamente (mayores al límite de detección de 0.01 mg/kg) a excepción del Cadmio. Mientras

que para los plaguicidas organoclorados, las concentraciones encontradas no fueron cuantitativas para ninguno, ya que se encontraban bajo el límite de detección de la técnica analítica ($2\mu g/kg$).

El grado de contaminación de los metales pesados fue establecido mediante el índice de geoacumulación (I_{geo}) y el factor de enriquecimiento (EF). Encontrándose enriquecimiento moderado para Cobre en todos los puntos, el Cromo presentó un enriquecimiento mínimo en los puntos 5, 7 y 8 y moderado en los demás puntos de estudio. Mientras que los demás metales presentaron enriquecimiento mínimo en todos los puntos.

Por otro lado, el índice de geoacumulación mostró que el suelo estaba medianamente contaminado con Cobre en todos los puntos; por su parte el Cromo en todos los puntos excepto en los puntos 3 y 4, presentó una mediana contaminación. Para Zn solo el punto 9 está medianamente contaminado y los demás puntos poco contaminados. Mientras que para el Ni todos los puntos están poco contaminados a excepción del punto 3, que no está contaminado. Para Mercurio, Plomo y Cadmio no se presentó contaminación en ninguno de los puntos evaluados.

Los metales que requieren mayor atención en el distrito de Riego de Repelón, según este estudio son el Cromo y el Cobre, debido a sus concentraciones irregulares en algunas zonas, lo que permite suponer una fuente de contaminación común y requiere un mayor estudio para establecer dicho origen. Además, aunque la concentración de los demás metales, fue baja, deben correlacionarse con los factores ambientales y características fisicoquímicas del suelo para definir su toxicidad potencial y su impacto sobre la salud humana.

Palabras claves: Plaguicidas organoclorados, metales pesados, Índices de contaminación, Repelón.

Abstract

During the second half of twentieth century, Repelón was known as the main agricultural source in the Atlántico department. A town, which like most of the country at that time, had cultivation as the motor of its development, standing out the cotton, tomato and fruit crops in general, as well as having an irrigation district that supplied the fields of water throughout the year.

Several factors slowly undermined the agricultural production on region, increasing the use of fertilizers to maintain the production level and pesticides to keep out plagues in order to ensure food security. These, caused the deposition of toxic compounds such as organochlorides in Repelón soils, which at that time they were used freely on cotton crops and poorly regulated. The presence of these noxious compounds on soils might become a serious risk for the productive purpose of soil, from economic, sanitary and environmental perspective.

Considering the above, concentrations of toxic compounds such as organochlorine pesticides, (Heptachlor Benzene, Aldrin, Endosulfan, Dieldrin, Endrin) were analyzed by Gas Chromatography. Otherwise, concentrations of heavy metals (Mercury, Lead, Nickel, Zinc, Copper, Chrome and Cadmium), were analyzed by Inductively Coupled Plasma Emission Mass Spectroscopy (ICP-MS). Samples were taken from agricultural soils belonging to the irrigation district of Repelón, at the south region of Atlántico department, in Colombia. Through this study area, it was used a random sampling in zigzag which started with the location of ten sampling points with historical intensive agricultural production.

For every heavy metal that was analyzed, excluding Cadmium, they were found analytically detectable concentrations (greater than the detection limit of 0.01 mg/kg). However, pesticides concentrations found were not quantitative values, because they were below the detection rate of analytical technique ($2\mu g/kg$).

The pollution degree of heavy metals was established through the Geoaccumulation Index (Igeo) and Enrichment Factors (EF). In the case of Copper, moderate enrichment was found in all points, whereas Chromium showed a minimal enrichment in points 5, 7 and 8, and moderate enrichment in the other analyzed points, while other metals presented minimal enrichment at all points.

On the other hand, the Geoaccumulation Index showed that the soil was moderately polluted with Copper at all points as well as with Chromium excepting points 3 and 4. For Zinc, just point 9 is moderately polluted and rest of the samples are little polluted. In the case of Nickel, only point 3 is not polluted, while the others are little polluted. Surprisingly, the soils are not polluted either with Mercury, Lead or Cadmium.

Finally, presented results prove that heavy metals requiring more attention in Repelón irrigation district are Chromium and Copper due to their irregular concentrations in some zones, deducing a common source of pollution which requires further studies to establish its causes. Additionally, although the concentration from the other metals was low, it must be correlated with environmental factors and physicochemical characteristics of the soil to define its potential toxicity as well as the impacts on human health.

Keywords: *Organochlorine pesticides, heavy metals, Pollution index, Repelon.*

1. Introducción

El suelo es esencial para la supervivencia humana, ya que es el medio en el que se realizan la mayoría de las actividades sociales y económicas, proporcionando minerales; combustibles; zonas de asentamientos, de cría de animales y de uso agrícola. Es relevante el estudio del estado del suelo, ya que por lo menos el 90% de los alimentos que consume el hombre se producen en este. Sin embargo, el aumento de la población y consiguiente de la demanda de alimentos, conlleva al incremento de la actividad agrícola e industrial, las cuales pueden generar la degradación de los suelos.

La degradación del suelo es la disminución de la capacidad para cumplir con sus funciones ambientales, incluyendo la productividad y el deterioro de sus propiedades fisicoquímicas (MADS, 2013). La agricultura moderna se caracteriza por potenciar la productividad agrícola mediante el control de plagas y enfermedades con el uso, casi en su totalidad, de agroquímicos; además, la demanda de nutrientes esenciales para el óptimo crecimiento de las plantas obliga también al uso de fertilizantes químicos, que logran cumplir sus funciones satisfactoriamente. Sin embargo, el uso indiscriminado e inadecuado de estos compuestos acelera la incorporación de sustancias que pueden ser tóxicas en el medio ambiente, como metales pesados y compuestos orgánicos, llegando a afectar los cultivos, degradar los suelos, disminuir la biodiversidad y a contaminar los cuerpos de agua (Rueda, Rodríguez, & Madriñán, 2011)

Los metales pesados, suelen encontrarse sobre la corteza terrestre como componentes naturales (naturaleza geogénica), en forma de sales, minerales y demás compuestos; no obstante, el aumento de su concentración en los suelos puede relacionarse con actividades antropogénicas (Prieto et al., 2009). Según B. Alloway, 2013 los orígenes antropogénicos de los metales en

suelos agrícolas se encuentran relacionados con fuentes específicas como: *i*) la utilización de plaguicidas, fertilizantes, estiércol y compost de residuos sólidos convencionales, *ii*) los gases generados por la quema de combustibles o por derrame de sustancias líquidas, *iii*) los residuos de las minerías y *iv*) el vertido de aguas residuales domésticas (Rangel, 2009). La contaminación por metales pesados representa un riesgo considerable a la el ser humano debido a que son fácilmente bioacumulables por plantas y pastizales, constituyentes básicos de la dieta del hombre y de animales. Llegando así a entrar en la cadena alimenticia y convirtiéndose en un riesgo para la salud humana y los ecosistemas (Järup, 2003; Tóth et al., 2016; Zhang et al., 2017)

Los plaguicidas organoclorados son un grupo de contaminantes altamente tóxicos en los suelos, convirtiéndose en una amenaza potencial para los ecosistemas y la salud humana (Xu et al., 2007). Aunque fueron prohibidos en la mayoría de los países hace varias décadas, aún pueden encontrarse en suelos, sedimentos, biota e incluso en la sangre y los distintos tejidos, ya que son altamente resistentes a la degradación química, fotoquímica y biológica. (El-Sikaily, 2012). En general, los plaguicidas pueden generar envenenamiento agudo, secundario y crónico, y presentarse toxicidad en las plantas y animales (del Puerto et al., 2014). También afectan directa e indirectamente la salud humana, ya que tienden a acumularse en tejidos del cuerpo humano, como el renal, el linfático y el nervioso; incluso, algunos representan un riesgo mayor por su actividad genotóxica (Ramírez & Lacasaña, 2001; Anjum & Krakat, 2015).

2. Planteamiento del problema

De acuerdo con lo reportado por Pizano y Curiel (2015) en su estudio titulado “*monitoreo de suelos en procesos de restauración ecológica*”, cerca del 25% de suelos en el mundo han sido degradados debido a fenómenos de origen antrópicos como la erosión, la deforestación, la salinización, la urbanización, la desertificación y la sobreutilización del suelo para la ganadería y la agricultura. Por lo tanto, la degradación de los suelos es un problema ambiental global. En Colombia según los estudios de conflictos de uso del territorio llevados a cabo por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC, 2012), aproximadamente 32 millones de hectáreas de los suelos del país con potencial agrícola (30%), son usados inadecuadamente por los agricultores, de las cuales 18 millones presentan desgase del suelo por sobreutilización.

Está demostrado que el uso intensivo de productos sintéticos ha aumentado la degradación de suelos agrícolas de Colombia (Rueda et al., 2011 ; Mahecha-Pulido et al., 2015). Autores como Martínez & Palacio (2010) mencionan que todas las áreas agrícolas del país presentan algún grado de contaminación por la falta de implementación de buenas prácticas agrícolas, que minimicen el uso excesivo y sin criterio técnico de agroquímicos; debido a que produce resiliencia y resurgimiento de plagas; e incluso afectan especies que no son objetivo (REPCar, 2009; Martínez & Palacio, 2010; OECD/ECLAC, 2014).

Repelón se caracteriza por ser un municipio con una actividad agrícola significativa en el departamento del Atlántico, desde la década del 60 hasta entrado el siglo XXI el municipio se caracterizó por grandes extensiones de cultivos de tomate (Martinez M. et al., 2016) y algodón (Arteta-Hernández, 2012). Según el Plan de Desarrollo (2012) el municipio de Repelón posee una amplia área apta para cultivos y un distrito de riego en funcionamiento, que han

potencializado su perfil agrícola. Por lo tanto, es común que los agricultores del municipio aplicaran y aun apliquen elevadas cantidades de fertilizantes y plaguicidas para aumentar la productividad de la región. Además, un posible agravante de la situación ambiental de los suelos agrícolas del municipio de Repelón, fue el desbordamiento del canal del dique que azoto al sur del Atlántico, en el año 2010 y trajo consigo la inundación de cinco municipios: Manatí, Santa Lucía, Candelaria, Campo de la Cruz y parte de Repelón.

Debido a la potencial presencia de compuestos tóxicos en el suelo, y conociendo de antemano los riesgos a la salud y al medio ambiente que estos representan. Se plantea conocer ¿Cuál es el estado de contaminación actual de los suelos agrícolas del Distrito de Riego de Repelón (DRR) por metales pesados y plaguicidas organoclorados?

3. Justificación

En Colombia, según el IGAC, los suelos sufren principalmente por el uso inadecuado, la compactación, el mal riego, la erosión, la eliminación de coberturas vegetales (deforestación), la erosión y contaminación por plaguicidas y fertilizantes (Silva Arroyave et al., 2009; IGAC, 2012;). Eso favorece la contaminación de suelos por sustancias tóxicas, lo que conlleva al desbalance de parámetros fisicoquímicos, y con ello, la pérdida de microorganismos que habitan en el suelo. También posibilita la contaminación de agua y alimentos, siendo así un riesgo para la salud humana (Singh et al., 2010; Tóth et al., 2016).

Los plaguicidas cuando son aplicados sufren dispersión y/o degradación molecular en el suelo, que en la mayoría de casos aumenta su toxicidad y agudiza los impactos negativos sobre el medio ambiente. Los plaguicidas son considerados contaminantes, ya que amenazan la estabilidad de los sistemas bióticos y abióticos, y además representan un serio riesgo a la salud pública, ya que pueden ingresar al organismo por múltiples vías, como la digestiva, la respiratoria y la dérmica, generando graves perjuicios de cualquier manera (del Puerto et al., 2014).

Por otro lado, los metales pesados sufren de procesos fisicoquímicos diferentes. Los metales que tienen un origen antropogénico resultan ser peligrosos dado que se pueden incorporar al ciclo del agua; se acumulan en vegetales y en el suelo, como resultado de transformaciones químicas tales como solubilización, adsorción, precipitación y cambios en el estado de oxidación (Acosta, 2006). Un factor importante en los metales pesados es la biodisponibilidad que poseen, ya que las plantas pueden extraerlos del suelo y acumularlos (Yacomelo, 2014; Mahecha-Pulido et al., 2015). La biodisponibilidad inhibe y/o activa en las plantas procesos enzimáticos que

afectan su metabolismo, acumulándose en estas, y a su vez permitiendo a los metales pesados ingresar en la cadena trófica, convirtiéndose en una vía de exposición para el ser humano (Singh et al., 2010; Bonilla, 2013). Otro factor que aumenta la exposición de metales pesados es la bioacumulación que genera daños en el sistema nervioso central (Roberts et al., 2007), efectos genotóxicos (Martínez & Gómez, 2007), afectación del sistema reproductivo (Bellingham et al., 2009) y efectos carcinogénicos (Ward et al., 2009; Soto et al., 2014).

Durante los años 2010-2011, Colombia afrontó una de las temporadas invernales más severas. Las precipitaciones ocasionaron el aumento del caudal del río Magdalena, lo cual ocasionó la ruptura de 214 m del Canal del Dique. Como consecuencia se inundaron los municipios de Campo de la Cruz, Santa Lucía, Manatí, Suan, Repelón y Candelaria, y se depositaron en los suelos toneladas de sedimentos con alto contenido de cuarzo, limo, arcillas y otras partículas sueltas, entre las que se prevén metales pesados (Yacomelo Hernández, 2014), ya que los resultados del diagnóstico sobre la calidad del agua para el consumo humano realizado por la Defensoría del Pueblo (2006), y en el Informe de la Contraloría Nacional sobre el estado de los Recursos Naturales y del Ambiente 2015-2016 concluyen que en Colombia existe una evidente contaminación en los cuatro ríos más importantes: Bogotá, Magdalena, Cauca y Chicamocha. A sabiendas que todos los anteriores pertenecen a la cuenca del río Magdalena, y que poseen concentraciones elevadas de metales pesados como el Hg, Pb, y Cd, se podría esperar una alta movilidad y deposición de por todo su recorrido, incluido el Canal del Dique, que está inmerso en la dinámica hídrica del embalse del Guájaro, y el cual puede estar recibiendo dicha contaminación, y a su vez, surtir todos los suelos del Distrito de Riego de metales pesados.

4. Objetivos

4.1. Objetivo General

Evaluar la concentración de compuestos tóxicos: plaguicidas organoclorados y metales pesados, en suelos agrícolas del distrito de riego de Repelón Atlántico.

4.2. Objetivos Específicos

- ✓ Determinar la concentración de plaguicidas organoclorados y metales pesados en el área de estudio.
- ✓ Establecer el grado de contaminación por plaguicidas y metales pesados en el distrito de riego de Repelón.

5. Marco teórico

5.1. Plaguicidas

La organización de alimentos y agricultura, FAO (*Food and Agriculture Organization*) establece que un plaguicida:

«Es la sustancia o mezcla de ellas, destinada a prevenir, destruir o controlar plagas, incluyendo los vectores de enfermedad humana o animal; las especies no deseadas de plantas o animales que ocasionan un daño duradero u otras que interfieren con la producción, procesamiento, almacenamiento, transporte y comercialización de alimentos; los artículos agrícolas de consumo, la madera y sus productos, el forraje para animales o los productos que pueden administrárseles para el control de insectos, arácnidos u otras plagas corporales».

El control de las plagas permite una optimización del rendimiento de las tierras de uso agrícola, esta acción se ejecuta casi en su totalidad por el uso de plaguicidas. Por tanto, el fin de los plaguicidas es destruir un grupo determinado de organismos (Badii & Landeros, 2015; FAO, 2010).

5.1.1. Clasificación de plaguicidas

Los plaguicidas se clasifican de acuerdo a varios factores: naturaleza química (Tabla 1); toxicidad (Tabla 2); resistencia o vida media (Tabla 3) y uso (Badii & Landeros, 2007; INS, 2010). Estas categorías no son netamente excluyentes, por lo tanto, un mismo plaguicida puede ocupar varias categorías de distintas clasificaciones. Sin embargo, la clasificación más común es la establecida por la Organización Mundial de la Salud (OMS) según su peligrosidad o grado de

toxicidad aguda, basándose en el tipo de contacto y periodo de exposición o contacto, tal como se observa en la *Tabla 2*

Tabla 1.

Clasificación de plaguicidas según su naturaleza química. Instituto Nacional de Salud (INS)

| Tipo | Características | Plaguicidas |
|-------------------------------|---|------------------------------------|
| Inorgánicos | Hechos con metales: Cu, Pb, As | Oxicloruro de Cu y Zn |
| Plaguicidas vegetales | Son extraídos de vegetales | Piretrinas, Nicotina |
| Organosintéticos y sintéticos | Compuestos sintetizados en laboratorios. | Organofosforados Organoclorados |
| Microorganismos vivos | Son organismos utilizados en el control biológico de plagas | Bacterias, hongos y virus. |

Nota: Protocolo de vigilancia y control de Intoxicación aguda por plaguicidas INS (2010).

Tabla 2.

Plaguicidas según su toxicidad (DL_{50}).

| Clase | Por vía oral | | Por vía dérmica | |
|-------------------------------|--------------|------------|-----------------|------------|
| | Sólidos | Líquidos | Sólidos | Líquidos |
| Clase IA sumamente tóxico | 5 o menos | 20 o menos | 10 o menos | 40 o menos |
| Clase IB muy tóxico | 5-50 | 20-200 | 10-100 | 40-400 |
| Clase II moderadamente tóxico | 50-500 | 200-2000 | 100-1000 | 400-4000 |

| | | | | |
|------------------------------|--------|--------|--------|--------|
| | Más de | Más de | Más de | Más de |
| Clase III ligeramente Tóxico | 500 | 2000 | 1000 | 4000 |

Nota: (Ramírez & Lacasaña, 2001)

Tabla 3.

Clasificación de los plaguicidas según su vida media de efectividad.

| Persistencia | Vida media | Ejemplos |
|----------------------------|---------------------------|---|
| No persistentes | De días a 12 semanas | Malatión, diazinón, carbarilo, diametrín. |
| Moderadamente persistentes | De 1 a 18 meses | Paratión, Lannate. |
| Persistente | De varios meses a 20 años | DDT, aldrín, Dieldrín. |
| Permanentes | Indefinidamente | Productos hechos a partir de Hg, Pb, As. |

Nota: (Ramírez & Lacasaña, 2001)

5.1.2. Plaguicidas organoclorados

Los plaguicidas organoclorados (OCPs) son hidrocarburos aromáticos con uno o más átomos de cloro como sustituyentes mayoritarios. Se caracterizan por ser estables y persistentes. Son lipofílicos y se bioacumulan y biomagnifican a través de la cadena trófica (Tang, 2013).

Presentan efectos tóxicos en humanos y animales (Villadiego et al., 2013). Las evidencias sobre los efectos teratogénicos, carcinogénicos, inmunológicos, disruptores endocrinos y de bioacumulación de los plaguicidas organoclorados, llevaron a su regulación por el tratado de Estocolmo en el año 2003 (Tang, 2013).

Las características básicas de los pesticidas organoclorados son alta persistencia, baja polaridad, baja solubilidad acuosa y alta solubilidad de lípidos. Los plaguicidas organoclorados pueden ingresar al medio ambiente después de que las aplicaciones de pesticidas, los desechos contaminados desechados en vertederos y las descargas de las unidades industriales que sintetizan estos productos químicos. Son volátiles y estables; algunos pueden adherirse al suelo y al aire, lo que aumenta las posibilidades de alta persistencia en el medio ambiente, y se identifican como agentes de exposición crónica a animales y humanos (Martínez & Crespi, 1997; Jayaraj et al., 2016).

Los plaguicidas organoclorados fueron los plaguicidas con mayor aplicación agrícola durante la década del 70. Eran los más económicos y eliminaban indiscriminadamente a todos los insectos, consiguiendo un extraordinario aumento de la producción, en especial de cultivos de algodón en Estados Unidos, sin embargo, muchos entomólogos, desde los años 50's, habían manifestado casos de resistencia de insectos a los plaguicidas, y aumentos en el número de plagas en el algodón debido a que la poca inespecificidad, ya que también eliminaban insectos predadores de aquellas consideradas plagas (Martínez & Crespi, 1997).

Los compuestos organoclorados, tales como DDT, aldrín, dieldrín, toxafeno y endrín, fueron los primeros insecticidas comercializados (Karam et al., 2003). Pero es el 1,1,1-tricloro-2,2-bis(p-clorofenil) etano (DDT) el plaguicida organoclorado mejor conocido y más ampliamente discutido, cuyo principal uso fue el control del paludismo a través del exterminio de los mosquitos vectores. Es el insecticida no solo organoclorado, si no en general el pesticida de mayor polémica, puesto que su uso extensivo generó una acumulación en los ecosistemas, incluso muchos años después de haber sido prohibido (Gómez et al., 2006). Es un sólido cristalino, inodoro, incoloro e insoluble en agua, pero si en otros solventes orgánicos, como

hexano, acetona, y benceno. Es altamente soluble en grasas, es catalogado por la OMS como una sustancia moderadamente peligrosa debido a su dosis letal, y puede estar presente en suelos hasta por 10 años (Quintero Díaz, 2011).

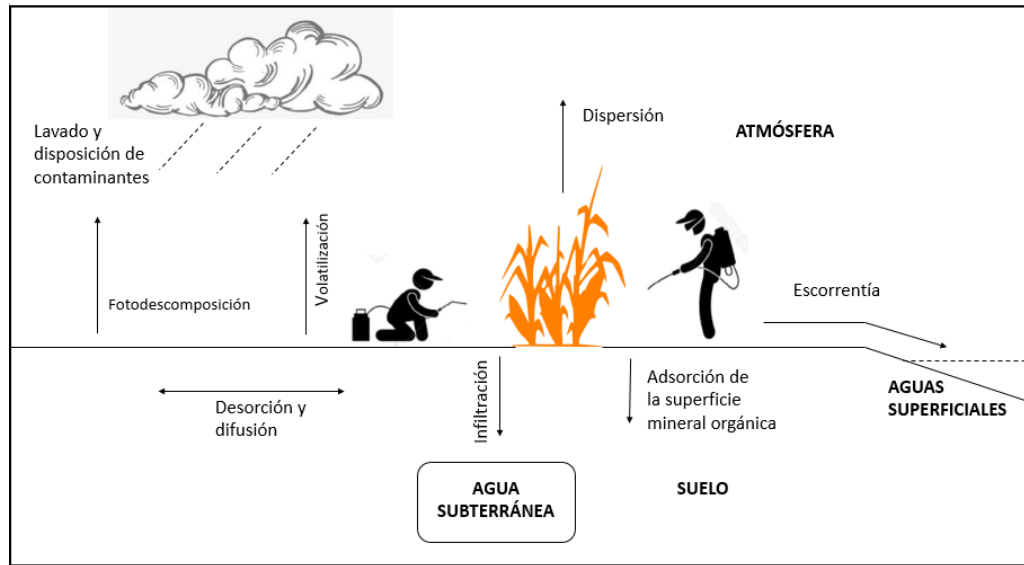
5.1.3. Contaminación de suelos por plaguicidas

El uso generalizado de POC, durante las últimas décadas, en las prácticas agrícolas ha resultado en la acumulación de estos residuos tóxicos en varios componentes ambientales tales como sedimentos, suelos, material particulado atmosférico, forraje y verduras (García & Rodríguez, 2012; Sharma et al., 2013; Wang et al., 2013). La contaminación ambiental por plaguicidas está dada por aplicaciones directas en los cultivos agrícolas, lavado inadecuado de tanques contenedores, filtraciones en los depósitos de almacenamiento y residuos descargados y dispuestos en el suelo, y derrames accidentales (del Puerto et al., 2014; Marrugo et al., 2014).

Los plaguicidas en los suelos pueden verse afectados por otros factores como la volatilización del compuesto, además de transformaciones sufridas por procesos químicos, biológicos o fotoquímicos (Plenge, 2007). Las rutas que siguen los plaguicidas organoclorados en los suelos están estrechamente relacionadas a sus propiedades fisicoquímicas, a factores meteorológicos, a las condiciones geomorfológicas e hidrogeológicas de los suelos. Por ejemplo, la persistencia de los clorados, como el aldrín, en el humus o mantillo puede ser hasta de 4 años, el toxafeno puede permanecer hasta 10 años, y el hexaclorobenceno se conserva durante 11 años, por lo menos (del Puerto Rodríguez et al., 2014) también, el grado de lixiviación (el movimiento de las sustancias a través de las fases del suelo) depende de la solubilidad del compuesto en agua, de su naturaleza química, del valor del pH del suelo, y principalmente por la textura del suelo. Las altas

temperaturas y la precipitación pluvial (León-Morán, 2015) son los factores climáticos que más influyen (Figura 1).

Figura 1.



Nota. Esquema de introducción de los plaguicidas a la cadena alimenticia., Adaptado de: (Flenge, et. al., 2007; Leon-Morán, 2015).

5.2. Metales Pesados

Es llamado metal pesado a aquel elemento metálico que posee una densidad superior a 5 g/cm³ (Li et al., 2014) o un número atómico mayor de 20, excluyendo los metales alcalinos y alcalinotérreos (Lázaro, 2009). Para efectos de estudios medioambientales, los metales pesados son aquellos que se encuentran asociados a problemas de contaminación (Díez-Ortiz, 2006). La tabla periódica incluye unos 70 elementos metálicos, y de ellos 59 pueden ser considerados “metales pesados”, definidos por tener un peso atómico mayor que el del hierro (55,85 g/mol). Con esta precisión se excluyen metales que pueden ser elementos contaminantes, como el Vanadio (V: 50,95 g/mol), Manganeseo (Mn: 54,44 g/mol), Cromo (Cr: 52,01 g/mol) y a otros que realmente no son metales como Arsénico (As) o el Flúor (F). Por ello, resulta mejor hablar

de contaminación por “elementos traza”, y es preciso aclarar que la mayoría de los contaminantes inorgánicos son “metales pesados” (Galán & Romero, 2008).

Todos los metales pesados provienen del substrato litológico, apareciendo incorporados en las estructuras de silicatos, sulfuros, carbonatos, óxidos e hidróxidos (Ortiz et al., 2007). El origen de los metales pesados puede ser geogénico o antropogénico. Los geogénicos proceden de la roca madre en la que se formó el suelo, de la actividad volcánica o del lixiviado de mineralizaciones, mientras que los antropogénicos, proceden de actividades industriales, mineras y residuos urbanos (Galán & Romero, 2008), cenizas y escorias de procesos de combustión de derivados del petróleo, actividades agrícolas, entre otros (Ortiz et al., 2007).

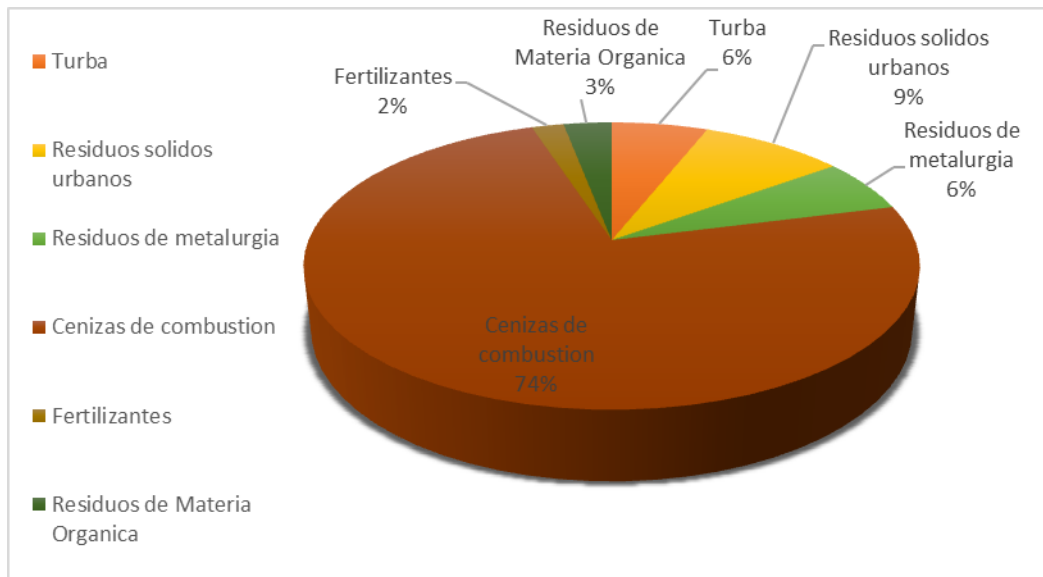
Los metales pesados pueden estar biodisponibles gracias a transformaciones fisicoquímicas como solubilización, adsorción, precipitación y cambios en el estado de oxidación (Prieto-Méndez et al., 2009). Se pueden encontrar diferentes metales pesados en los suelos formando parte de los minerales propios, incluso algunos como el Mn son esenciales en la nutrición de las plantas, ya que es imprescindible en el fotosistema y activación de algunas enzimas para el metabolismo vegetal. Sin embargo, los metales pesados pueden ser peligrosos y contribuyen significativamente a la contaminación de los suelos, dado que se incorporan al ciclo del agua y se acumulan en tejidos vegetales. Si las concentraciones de metales pesados en el suelo son muy altas, causan efectos inmediatos en los seres vivos, como la inhibición del crecimiento normal y el desarrollo de las plantas, y la disminución de las poblaciones microbianas (Prieto Méndez, 2009; Herrera-Giménez, 2015).

La Unión Europea distingue cinco categorías de actividades antropogénicas potencialmente contaminantes con metales pesados (Van-Camp et al., 2004):

- Industria: accidentes, vertidos, escapes o fugas, almacenamiento y deposición de residuos con contenido de metales pesados.
- Actividades mineras: con un riesgo generalmente asociado con el almacenamiento y deposición de escombreras, drenajes ácidos y el uso de ciertos reactivos químicos.
- Actividades de procesamiento de residuos: rellenos sanitarios y vertederos. Por generación de lixiviados.
- Parque automotor: emisión de gases procedente de la combustión, aceites y gasolinas, abrasión de gomas de los neumáticos entre otras.
- Otras actividades: en el sector de construcción usados sobre el suelo (hormigones, pinturas), prácticas inadecuadas de agricultura (uso de fertilizantes y pesticidas), almacenamientos privados y comerciales (tanques, gasolineras).

Las causas antropogénicas están relacionadas con la minería, la combustión de carburantes fósiles, la industria a través de los vertidos, emisiones, residuos (incineración, depósito), y el uso de algunos pesticidas y fertilizantes. Otras fuentes antropogénicas de metales pesados son los lodos de depuradoras, centrales eléctricas, automóviles, incineración de residuos y eliminación de residuos. La contaminación de estos metales tóxicos en tierras agrícolas es una preocupación importante (Prieto-Méndez et al., 2009; A. Singh et al., 2010). Algunos orígenes antropogénicos específicos de los metales pesados en suelos agrícolas son plaguicidas, fertilizantes, estiércol y compost de residuos sólidos convencionales (*Figura 2*) (Galán & Romero, 2008; Alloway, 2012; Roqueme et al., 2014). En la *Tabla 4* se relacionan los metales pesados asociados al tipo de sustancia contaminante.

Figura 2.



Nota. Fuentes de metales pesados en el suelo. Tomado y adaptado de (Mas & Azcue, 1993)

Tabla 4.

Metales relacionados a compuestos de uso agrícola

| Compuesto | Metales pesados | | | | | | | |
|------------------|-----------------|----|----|----|----|----|----|----|
| | Cd | Cr | Cu | Hg | Mn | Mo | Ni | Pb |
| Plaguicidas | | | X | X | X | | | X |
| Fertilizantes | X | X | | | | X | | X |
| Estiércol | | | X | | | | | |
| Compost | X | | X | | | | X | X |
| Residuos Sólidos | | | | | | | | |
| convencionales | X | X | | | | | X | X |

Nota. (Galán & Romero Baena, 2008; Alloway, 2012; Roqueme et al., 2014)

5.2.1. Clasificación de metales pesados

Los metales pesados se clasifican de manera general en dos grupos; los oligoelementos o micronutrientes, y los que carecen de función biológica conocida. Los elementos pertenecientes a estos dos grupos también varían según autores. Además, cuando se habla de metales pesados tampoco se especifica si se trata del elemento puro, o de sus diversos estados de oxidación (compuestos), que divergen en sus propiedades físicas, químicas, tóxicas y ecotóxicas. Este aspecto dificulta la clasificación de los metales pesados. Aunque la lista de los metales que representan un valor biológico va aumentando, normalmente se reconocen como elementos esenciales al Fe, Mn, Zn, Cu, Co y Mo, como elementos benéficos al Ni y Cr, y elementos sin función biológica al Cd, Hg, Pb (Kabata-Pendias, 2011; Sánchez Martínez, 2015).

Los oligoelementos o micronutrientes son aquellos elementos, en su gran mayoría metales, que en pequeñas cantidades son fundamentales para los organismos, pero pueden resultar tóxicos al rebasar ciertas concentraciones. Dentro de los oligoelementos están el Arsénico (As), el Boro (B), Cobalto (Co), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Molibdeno (Mo), Manganeseo (Mn), Níquel (Ni), Selenio (Se) y el Zinc (Zn) (Ortiz et al., 2007). Además, existen elementos benéficos como el Ni y Cr (Lázaro, 2009).

Por otro lado, los elementos sin función biológica conocida son altamente tóxicos, y no poseen como tal un fin fisiológico dentro de la gran mayoría de organismos vivos. Se incluye al Bario (Ba), Cadmio (Cd), Mercurio (Hg), Plomo (Pb), Antimonio (Sb) y Bismuto (Bi). Su presencia, persistencia, acumulación progresiva y su transferencia a los participantes de una cadena trófica implica una amenaza para la salud humana y para los ecosistemas (Yacomelo, 2014; Herrera-Giménez, 2015).

5.2.2. Movilidad de metales pesados en suelos

Los metales pesados adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes sólidos. Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y reacciones lentas posteriores, cuya cinética es dependiente de la especie del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Prieto Méndez, 2009).

Los metales pesados, sean esenciales o no, pueden llegar a ser tóxicos cuando su aporte es excesivo y afectar negativamente al crecimiento y reproducción de los organismos, pudiéndoles causar incluso la muerte (Díez-Ortiz, 2006).

Al momento de mencionar contaminación por metales pesados en suelos, es importante conocer la forma o especie química (especiación) en la que se presentan estos elementos, porque de esta forma depende la distribución, la solubilidad, movilidad en aguas (superficiales y subterráneas), la biodisponibilidad y la toxicidad (Ortiz et al., 2007). La disponibilidad y dinámica de los metales pesados se ve influenciada por las condiciones físico-químicas propias del suelo, como el pH y el potencial redox, composición iónica de la solución del suelo, presencia de carbonatos, capacidad de intercambio iónico, textura y permeabilidad, mientras que los constituyentes orgánicos e inorgánicos del suelo condicionan los mecanismos de retención de metales, mediante la adsorción, precipitación y complejación (Ortiz et al., 2007; Prieto et al., 2009; del Puerto et al., 2014), y la permeabilidad.

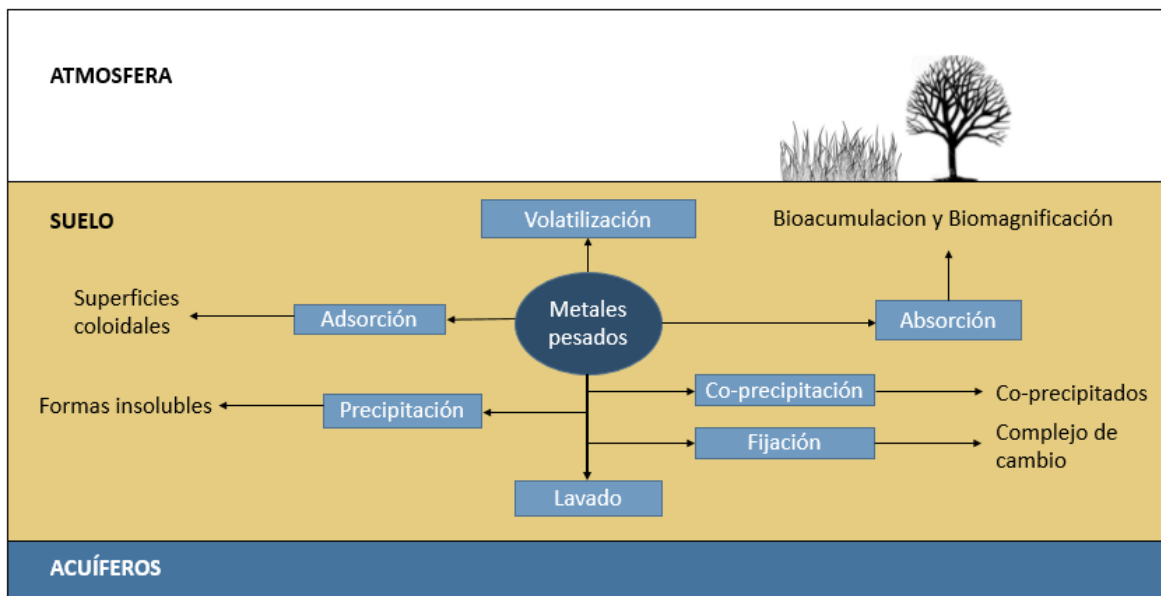
El poder depurador del suelo posee un límite, el cual, al ser superado, convierte al suelo en una fuente de contaminación (Galán & Romero, 2008).

En general, el suelo actúa como barrera protectora de otros medios más sensibles, como el hidrológico y el biológico; descomponiendo, almacenando, filtrando o neutralizando compuestos contaminantes, evitando al máximo la biodisponibilidad de los mismos (Galán & Romero, 2008).

Los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir diferentes vías (ver Figura 3):

- Ser retenidos en el suelo, sea disueltos en la fase acuosa del suelo u ocupando sitios de intercambio.
- Ser absorbidos específicamente sobre constituyentes inorgánicos del suelo.
- Asociarse con la materia orgánica del suelo
- Precipitarse como sólidos puros o mixtos.

Figura 3.



Nota. Vías que pueden seguir los metales pesados. (2017)

Sin embargo, también pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas; pueden pasar a la atmósfera por volatilización y pueden ser movilizados a las aguas superficiales o subterráneas (Jayaraj et al., 2016). Una vez en el suelo, los metales pesados

pueden quedar retenidos en el mismo, pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos.

5.2.3. Fitotoxicidad

Al ser absorbido por la planta los metales pesados, cada elemento inhibe o activa distintos procesos enzimáticos que afectan la productividad, logrando ser acumulados en los tejidos vegetales a niveles tóxicos; siendo la absorción y posterior bioacumulación el primer paso para la entrada de estos a la cadena alimenticia, y convirtiéndose en vía de exposición de metales pesados para los humanos (Kabata-Pendias, 2011; Bonilla, 2013). Entre otras afecciones que sufren las plantas al estar expuestas a metales pesados se encuentran la reducción de la biosíntesis de clorofila y la actividad fotosintética por inhibición de las enzimas necesarias para la producción de clorofila (Casierra-Posada & Poveda, 2005; Yang; et al., 2013; Rehman et al., 2017).

En distinto grado todas las plantas absorben metales del suelo esta variabilidad está sujeta a la especie vegetal y a las características y la concentración del metal en el suelo. No obstante, las plantas adoptan distintas estrategias frente a la presencia de metales unas excluyen el metal restringiendo su transporte a las hojas, mientras otras acumulan el metal en la parte aérea en una forma no tóxica para la planta. La exclusión es característica de especies sensibles y tolerantes a los metales, y la acumulación es más común en especies que aparecen siempre en suelos contaminados, algunas de estas son capaz de acumular cantidades excesivas de metales pesados, y se les conoce con el término "hiperacumuladoras" (Prieto Méndez, 2009).

5.2.4. Riesgos y afecciones a la salud humana

Los suelos contaminados con metales traza pueden plantear amenazas directas a través de los efectos negativos de los metales sobre el crecimiento y rendimiento de los cultivos, e indirecta, al entrar en la cadena alimentaria e impactar la salud humana. Una reducción del rendimiento de los cultivos en un pequeño porcentaje podría conducir a una pérdida significativa a largo plazo en la producción y los ingresos (Gilvanise-Alves et al., 2016; Wuana & Okieimen, 2011).

Los seres humanos se ven expuestos a los metales pesados por vía directa (aire) o indirectamente, por la ingesta de agua y alimentos contaminados con metales pesados (Zovko & Romic, 2011; Guerra et al., 2012). Los metales representan un riesgo para el hombre ya que tienden a bioacumularse, lo que genera el aumento en la concentración en un organismo vivo a cierto plazo de tiempo (Prieto-Méndez et al., 2009). La ingestión de verduras contaminadas con metales pesados constituye una de las principales formas en que estos elementos entran en el cuerpo humano. Una vez dentro del organismo, los metales pesados suplantando minerales nobles superpuestos, depositándose en tejidos óseos y grasos (García-Céspedes et al., 2016).

La acumulación de metales da inicio a la degeneración de tejidos y procedimientos fisiológicos que varían de acuerdo con el elemento, a la concentración y al metabolismo de los seres humanos, lo que provoca afecciones no solo en los tejidos donde se acumularon, sino también en los sistemas cardiovascular, nervioso y óseos (Järup, 2003).

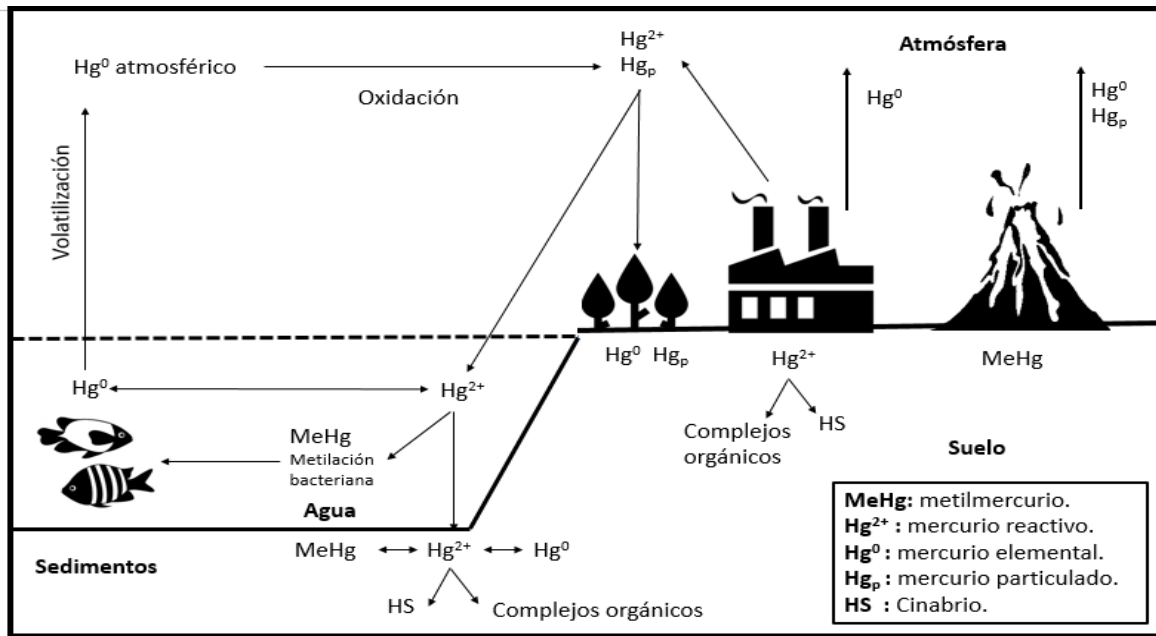
Los metales pesados que constituyen una de las principales amenazas para la salud humana son el plomo, el cadmio, el mercurio y el arsénico (Järup, 2003). Otros elementos como el Cr, Co y Ni, aunque esenciales para el hombre, en concentraciones superiores a las recomendadas, pueden causar trastornos metabólicos (García-Céspedes et al., 2016).

5.2.5. Mercurio

El mercurio (Hg) es un metal pesado líquido a temperatura ambiente (P. J. Martínez, 2015). Este metal es un contaminante altamente tóxico, y su presencia en suelo y agua, puede generar graves problemas ambientales y a la salud humana. El Hg puede encontrarse en el medioambiente procedente de fuentes naturales y antropogénicas. Su deposición natural en los suelos proviene de la meteorización de roca, de eventos volcánicos, actividad geotérmica, deposición atmosférica y descomposición vegetal (Millán et al., 2007; Paisio et al., 2012; Wang et al., 2012).

Posee tres estados de oxidación: Hg^0 (metálico), Hg^+ (mercurioso) y Hg^{2+} (mercúrico), de los cuales dependerá su comportamiento y propiedades. Existen una multitud de factores que afectan la movilidad y la biodisponibilidad del mercurio (*Figura 4*). Los principales son el pH, la materia orgánica, el tipo de suelo y el potencial redox. En la naturaleza el Hg se encuentra en diversas formas inorgánicas y orgánicas, siendo todas tóxicas. Por un lado, se encuentran las especies inorgánicas de Hg (II) que tienden a unirse a los componentes del suelo, reduciendo su biodisponibilidad, y siendo inmovilizados principalmente por arcillas y materia orgánica (Millan et al., 2007). Entre ellos el cloruro de mercurio (HgCl_2), óxido de mercurio (HgO), hidróxido de mercurio ($\text{Hg}(\text{OH})_2$) y sulfuro de mercurio o cinabrio (HgS) (*Figura 4*). Cuando el Hg se combina con el carbono forma compuestos orgánicos especialmente tóxicos debido a su alta liposolubilidad, lo que facilita su biomagnificación en la cadena trófica. Preponderan aquí los compuestos de metilmercurio, entre ellos su forma orgánica más tóxica y con mayor poder de biomagnificación en el medio ambiente, el monometilmercurio (Millán et al., 2007; López-Tejedor et al., 2014; Mahbub et al., 2017).

Figura 4.



Nota. Ciclo biogeoquímico del Mercurio. Adaptado de Mahbub et al. (2017)

A diferencia de los ecosistemas acuáticos, en los terrestres la acumulación y toxicidad del Hg, es mucho más baja. La transferencia del mercurio a la planta a través de las raíces es muy lenta y no depende de la concentración del Hg total presente, sino de la cantidad de este elemento fácilmente disponible (López-Tejedor et al., 2010). Generalmente, la concentración media de fondo de Hg en el suelo oscila entre 0,03 y 0,1 mg/kg con un valor promedio de 0,06 mg/kg (Wang et al., 2012). Sin embargo, informes recientes revelan que el Hg puede degradar el suelo e inhibir el desarrollo de microorganismos en este, en concentraciones incluso inferiores a los límites actuales de seguridad recomendados y a concentraciones de fondo en ciertos casos (Mahbub et al., 2017; Mahbub et al., 2016).

5.2.6. Cadmio

El contenido medio de Cadmio para la corteza terrestre es de 0,1 mg/kg. Su abundancia es bastante similar en rocas ígneas y sedimentarias. El metal se halla raramente en la naturaleza en una forma pura. Sus minerales comunes son greenockita (CdS); Octavita (CdSe); y monteponita (CdO). El Cd se asocia con depósitos de minerales de Zinc y Plomo. La concentración media mundial de Cd en el suelo se estima en 0,41 mg/kg. El factor determinante de los contenidos de Cd en suelos es el material parental. El contenido medio de Cd en los suelos está entre 0,2 y 1,1 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011; Verma Yashu, 2017).

Las fuentes naturales de Cd son el origen del suelo, erupciones volcánicas, incendios forestales, cenizas volantes y vientos marinos (Khan, 2017). La movilidad de este elemento en su forma más común en zonas vegetales (Cd^{2+}) está íntimamente ligada al pH, formando complejos con distintos ácidos orgánicos (Louekari, et al., 2008; Kabata-Pendias, 2011).

Se cree que la contaminación del suelo con Cd es el riesgo más grave para la salud por metales pesados (Kabata-Pendias, 2011). Bajo condiciones inducidas por el hombre, es probable que el Cd se acumule en los suelos superficiales, sin embargo, los niveles elevados de Cd en los suelos también pueden ser de origen litogénico (geogénico), como los suelos en Eslovaquia. Un considerable causante de contaminación de suelos agrícolas con Cd, son las emisiones atmosféricas hechas por industrias de transformación de metales (Kabata Pendias, 2011).

Una fuente antropogénica en los suelos agrícolas del Cd es el uso de fertilizantes con fosfatos o los denominados P-fertilizantes, además del hecho que la presencia de fosfatos facilita la fijación de este metal en los suelos, dificultando su movilidad y facilitando su biodisponibilidad. Los fertilizantes P son una fuente continua de Cd en los suelos. Se informa que el mayor contenido de Cd ($> 100 \text{ mg/kg}$) se encuentra en fosfatos crudos, en conclusión, los fertilizantes

pueden aportar significativos nutrientes a las plantas, sin embargo promueven la degradación e inutilización del suelo al incorporar el cadmio, otra fuente también de este metal es la deposición y residuos de quemas de combustibles fósiles (Bizarro, Meurer, & Tatsch, 2008; Verma, 2017).

El contenido de Cd de las plantas es de gran preocupación como una vía de exposición de este metal para el hombre y los animales. Por lo tanto, la tolerancia y la adaptación de algunas especies de plantas a niveles más altos de Cd, aunque importantes desde el punto de vista ambiental, crean un riesgo para la salud, por lo tanto, los contenidos de Cd en plantas, alimentos y plantas forrajeras, han sido ampliamente estudiados (Kabata-Pendias, 2011). Se reporta que en distintas regiones de Colombia que las concentraciones de cadmio en especies forrajeras oscilan entre 0,01 y 0,84 mg/kg; para ganado vacuno, con contenidos superiores a 0,23 mg/kg, se puede presentar toxicidad en los animales (Lora & Gutierrez, 2010).

Los alimentos son la fuente más importante de exposición al Cd, después del cigarrillo. Una ingesta elevada, y una acumulación progresiva de este metal produce una mayor excreción de proteínas de bajo peso molecular en la orina y genera daño tubular en el sistema renal, que resulta irreversible si está relacionado con el Cd (Järup, 2003; Prieto Méndez, 2009).

5.2.7. Plomo

El plomo (Pb), es un contaminante ambiental altamente tóxico, su presencia en el ambiente se debe principalmente a las actividades antropogénicas como la industria, la minería y la fundición. Los niveles medio ambientales de plomo han sido incrementados al menos más de 1,000 veces en los últimos tres siglos como resultado de la actividad humana, el gran incremento ocurrió entre 1950 y 2000. Durante el último siglo, las emisiones de plomo presente en la gasolina han causado contaminación al aire (Järup, 2003; Nava-Ruíz et al., 2011), sin embargo

en suelos, la barrera suelo-planta limita la translocación de Pb a la cadena alimenticia, ya sea por procesos de inmovilización química en el suelo o limitando el crecimiento de la planta antes los valores de Pb puedan ser dañinos al ser humano. El Pb presente en suelos contaminados puede llegar a inhibirse mediante la aplicación de fósforo y óxidos de magnesio; sin embargo, estos tratamientos pueden llegar a afectar la biodisponibilidad de otros metales esenciales como el Zn, ya que en los suelos contaminados con plomo se puede encontrar también Zn y Cd (Prieto Méndez, 2009).

En algunas plantas el Pb es capaz de acumularse en las raíces, siendo mínima su presencia en otros órganos, causando diversos daños a diferentes grados de acumulación (Mancena Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Kabata-Pendias, 2011). Por otro lado algunos autores han reportados trazas de este elemento incluso en granos como los de cebada (Prieto-Méndez et al., 2009). En algunas especies, la acumulación de Pb tiende a incrementarse rápidamente en los órganos de la planta a medida que aumenta las dosis en el suelo, generando incluso la muerte. Autores afirman que los mecanismos de fitotoxicidad de Pb están condicionados por la permeabilidad de la membrana celular, reacciones de grupos sulfidrilos (-SH) con cationes y afinidad para reaccionar con grupos fosfatos (Mancena Rodríguez & Álvarez-León, 2006)

En el ser humano, el plomo (Pb) puede tener una amplia variedad de efectos biológicos según el nivel y la duración de la exposición, que van desde la inhibición de las enzimas hasta cambios morfológicos y la muerte. Dichos cambios se producen a dosis muy diferentes; en general. Los infantes son más sensibles y vulnerables al plomo que los adultos. Incluso en concentraciones de 40 µg/dl se han observado casos de anemia (Tong, Von Schirnding, & Prapamontol, 2000; Zayas & Cabrera, 2007) el plomo inhibe además procesos bioquímicos, donde se destaca la disminución en la síntesis de hemoglobina, y daños renales de consideración. Las personas que

han estado expuestas durante mucho tiempo pueden sufrir deterioro de la memoria, tiempo de reacción prolongado, torpeza, irritabilidad, falta de atención, constipación epigástrica, vómito, convulsiones, menor capacidad de comprensión y la muerte (Tong et al., 2000; Järup, 2003; Nava & Méndez 2011).

5.2.8. Cromo

El cromo (Cr) es encontrado usualmente en rocas, en el suelo, en animales y en plantas (Lora & Bonilla, 2010). Niveles bajos de Cr están presentes en el ambiente bajo las condiciones normales, la exposición al Cr no representa ningún riesgo toxicológico. Las concentraciones en aguas de río suelen estar en un rango de 1-10 µg/L y no constituyen una amenaza para la salud. La ingesta diaria a través de comida varía considerablemente entre regiones. Valores típicos se extienden 50 a 200 µg/día y no representan tampoco un problema de toxicidad. En forma de cromo (III) es un nutriente esencial y es relativamente benigno para hombre. Sin embargo, el Cr hexavalente Cr(VI) es un peligro para la salud de los humanos, mayoritariamente para la gente que trabaja en la industria del acero y textil. La gente que fuma tabaco también puede tener un alto grado de exposición al Cr. El Cr(VI) es conocido porque causa varios efectos sobre la salud. Cuando es un compuesto en los productos de la piel, puede causar reacciones alérgicas, como es erupciones cutáneas. Después de ser respirado el Cr(VI) puede causar irritación del nariz y sangrado de la nariz. Otros problemas de salud que son causado por el Cr(VI) son: erupciones cutáneas, malestar de estómago y úlceras, problemas respiratorios, debilitamiento del sistema inmune, daño en los riñones e hígado, alteración del material genético y cáncer de pulmón (Prieto Méndez, 2009). Además, los derivados del Cr(VI) (cromatos y dicromatos), los cuales son de origen antropogénico, producen toxicidad en plantas cuando se encuentran en altas

concentraciones, lo cual genera en ellas la disminución en la incorporación de calcio, de potasio, de fósforo, de hierro, y de manganeso, además afecta el metabolismo de los carbohidratos y genera disminución en la clorofila (Lora & Bonilla, 2010).

5.2.9. Zinc

El contenido medio de Zn de la corteza terrestre se estima en 70 mg/kg, y el mismo nivel medio es para los suelos en todo el mundo. El Zinc está distribuido uniformemente en las rocas magmáticas, mientras que en las rocas sedimentarias es probable que se concentre en sedimentos argilosos, hasta 120 mg/kg. Es muy móvil durante los procesos de intemperización y sus compuestos fácilmente solubles se precipitan por reacciones con carbonatos, o es absorbido por minerales y compuestos orgánicos (Kabata-Pendias, 2011).

Las fuentes antropogénicas de Zn están relacionadas, en primer lugar, con la industria metalúrgica; entre los usos industriales del Zn resalta como anticorrosivo para el acero, material para aleaciones, y catalizador en producción de caucho, pigmentos, plásticos, lubricantes, y pesticidas, también es usado en baterías, equipos automóbiles, tuberías y aparatos domésticos, además que sus compuestos tienen aplicaciones dentales y médicas. En segundo lugar, la contaminación de suelos está relacionada con la práctica agrícola. La contaminación del suelo observada contemporáneamente con Zn ya ha llevado a una acumulación extremadamente alta en suelos europeos de este metal. Otros problemas relacionados con la contaminación por Zn es la considerable especiación del metal al estar en distintas formas que aumentan su disponibilidad (Kabata-Pendias, 2011; Wuana & Okieimen, 2011). Las prácticas agrícolas aumentan el contenido de Zn de los suelos superficiales. Sin embargo, hay estudios relevantes que muestran

solo una pequeña variación en el contenido de Zn de los suelos bajo diferentes patrones de uso (Huang & Jin, 2008).

El hallazgo de Zn depende no solo de cada especie química proveniente de distintas fuentes (deposición, fertilizantes, plaguicidas, lodos de aguas residuales y cenizas) sino de su afinidad con parámetros propios de cada suelo. Mientras que los suelos con altas cantidades de materia orgánica y arcillas, con pH neutro y alcalino, resultan buenos retenedores del Zn, este puede verse alterado dependiendo de los cambios de pH y la presencia de materia orgánica disuelta afectando su movilidad (Wong, Li & Sevalma, 2007). La movilidad de este metal está relacionado principalmente por el fósforo y las arcillas, esta última logrando retener hasta un 60% de la concentración de Zn en el suelo (Kumpiene, Lagerkvist, & Maurice, 2008).

El zinc desempeña un papel metabólico esencial en las plantas, de las cuales la más significativa es su actividad como componente de una variedad de enzimas, tales como deshidrogenasas, proteinasas, peptidasas y fosfotransferasas. Entre las funciones básicas de Zn en las plantas están las relacionadas con el metabolismo de carbohidratos, proteínas y fosfatos, así como a auxinas, ARN y ribosomas. El Zn influye en la permeabilidad de las membranas, y hay evidencia también que estabiliza los componentes celulares y los sistemas de microorganismos. Se cree que el Zn estimula la resistencia de las plantas al clima seco y caluroso ya las enfermedades bacterianas y fúngicas (Kabata-Pendias, 2011).

La toxicidad y tolerancia al Zn ha sido motivo de especial preocupación debido al uso prolongado de fertilizantes, y las fuentes por la contaminación industrial, que se refleja en el contenido de Zn en los suelos superficiales. La fitotoxicidad de zinc se informa relativamente a menudo en suelos ácidos y lodos. La fisiología y la bioquímica de los efectos tóxicos del Zn son similares a los reportados para otros metales traza; sin embargo, el Zn no se considera altamente

fitotóxico. El límite de toxicidad para Zn depende de las especies de plantas y genotipos, así como la etapa de crecimiento. Las concentraciones críticas de Zn son mucho más altas en tejidos y complejos proteínicos radiculares. Se informa que las especies de plantas sensibles están retrasadas en el crecimiento cuando sus tejidos contienen 150-200 mg/kg de Zn, lo más comúnmente posible. Sin embargo, los niveles tóxicos varían de 100 a 500 mg/kg (Kabata-Pendias, 2011). Los síntomas de toxicidad por Zn incluyen clorosis y crecimiento reducido de la planta; actúa inhibiendo la fijación de CO₂, el transporte de los hidratos de carbono en el floema y altera la permeabilidad de la membrana celular (Casierra-Posada & Poveda, 2005).

Una problemática que se suma a los riesgos a la salud por Zn, es que este metal no solo se rige por de la deposición y fuentes industriales (vertimientos y escapes) sino a su íntima relación con los fertilizantes químicos y orgánicos. Según los datos presentados por Kabata-Pendias (2011), los contenidos de Zn en distintos compuestos agrícolas son variables (Tabla 5). Estos compuestos aumentan la disponibilidad de Zn en suelos agrícolas (Kabata-Pendias, 2011).

Tabla 5.

Concentración de Zn en algunos fertilizantes.

| Compuestos | Contenido de Zn (mg/kg) |
|-----------------------------|-------------------------|
| Superfosfato triple | 142-625 |
| Abonos NPK | 61-200 |
| Abonos de amonitrato | <2 |
| Estiércol de cerdo | 919 |
| Gallinaza de aves de corral | 495 |
| Estiércol de Vaca | 580 |

Nota. Kabata-Pendias (2011).

5.2.10. Cobre

El cobre (Cu) forma varios minerales primarios comunes como sulfuros simples y complejos. Estos minerales son muy solubles en procesos de intemperización y liberan iones Cu, especialmente en ambientes ácidos. Por lo tanto, el Cu se considera entre los más móviles de los metales pesados en los procesos hipergénicos. Sin embargo, el Cu es un catión de rastro muy versátil y en suelos o material de deposición exhibe una gran capacidad de interactuar químicamente con componentes minerales y orgánicos del suelo. Los iones Cu también pueden precipitar fácilmente con varios aniones tales como sulfuro, carbonato e hidróxido. Bajo estas condiciones el Cu es bastante inmóvil en los suelos y muestra poca variación en el contenido total en los perfiles del suelo (Kabata-Pendias, 2011).

El Cu es un micronutriente esencial vital en el crecimiento de plantas y animales. En los seres humanos, ayuda en la producción de hemoglobina en sangre. En las plantas, el Cu es especialmente importante en la producción de semillas, la resistencia a enfermedades y la regulación del agua. El cobre es de hecho esencial, pero en altas dosis puede causar afectación a la salud (Wuana & Okieimen, 2011).

Una fuente importante de cobre contaminante de suelos son los presentes como impurezas en los fertilizantes, los cuales pueden aportar concentraciones elevadas de este metal. La preocupación por los metales pesados de los fertilizantes comerciales es aún más preocupante cuando se destinan al consumo humano, específicamente horticultura y granos. Las plantas son la principal entrada de metales pesados (Gilvanise-Alves et al., 2016; Kabata-Pendias, 2011).

5.2.11. Níquel

En la corteza terrestre, la abundancia media de níquel (Ni) se ha estimado en torno a 20 mg/kg. Sus concentraciones disminuyen con el aumento de la acidez de las rocas, su estado en los suelos depende en gran medida de su contenido en el material parental, presentándose en rangos de 5-20 mg/kg para granitos y de 5 a 90 mg/kg para rocas sedimentarias, mientras que para rocas magmáticas oscila entre 1400 y 2000 mg/kg. El Ni en los suelos en el mundo tiene un rango comprendido entre 13-37 mg/kg (29 media) y se moviliza fácilmente a la intemperie. Es relativamente estable en soluciones acuosas y más estable que los cationes de Fe, Mn y Ni, es capaz de migrar dentro de los perfiles del suelo, y es especialmente dependiente del pH (Kabata-Pendias, 2011).

El Ni es un serio contaminante, su concentración en los suelos superficiales refleja el impacto adicional de aspectos geogénicos y antrópicos. Las fuentes antrópicas de Ni generalmente son las plantas de procesamiento de metales y de la combustión de carbón y de aceites, además de algunos lodos de depuradoras y fertilizantes fosfatados pueden ser fuentes importantes de Ni en suelos agrícolas. En estos últimos el balance de Ni en los suelos varía significativamente. Puesto que la aplicación de lodos al suelo por lo general aumenta la movilidad de Ni, debido a la formación de complejos con compuestos orgánicos disueltos (Roth et al., 2006; Wuana & Okieimen, 2011).

5.3.Fondo Geoquímico de los metales pesados de estudio.

Al contenido natural de elementos químicos existentes en un suelo se le llama fondo geoquímico local o nivel de fondo (Ross, 1994) y representa una situación ideal que se debe conocer para determinar la contaminación por cantidades de metales inusualmente elevadas. La

determinación del fondo en los suelos no es una tarea fácil, y su valor varía geográficamente sobre todo en función del material geológico (Adriano, 2001; Díez Lázaro, 2009). La *Tabla 6* muestra los valores de referencia para fondo geoquímico de los metales pesados más representativos para suelos superficiales y para la corteza terrestre continental.

Tabla 6.

Contenido de fondo común de metales pesados en la corteza continental y suelos superficiales (mg/kg)

| Elemento | Promedio en la corteza | Suelo mundial promedio |
|--------------|------------------------|------------------------|
| Arsénico, As | 1,80 | 6,83 |
| Cadmio, Cd | 0,10 | 0,41 |
| Cromo, Cr | 100 | 59,50 |
| Mercurio, Hg | 0,07 | 0,07 |
| Níquel, Ni | 20 | 29 |
| Plomo, Pb | 15 | 27 |
| Zinc, Zn | 70 | 70 |

Nota. (Kabata-Pendias, 2011).

Existen diferentes criterios estadísticos para la derivación de los valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas. La aplicación de una u otra metodología dependerá de las características edafológicas específicas en un área geográfica y del tipo de distribución de los datos de concentración de estos contaminantes (Rueda & Rodríguez, 2011). La *Tabla 7* muestra la clasificación del material geológico en función de la concentración promedio de metales pesados.

Tabla 7.

Abundancia de elementos de rastreo del grupo 12 en rocas y suelos (clasificación de suelos acorde al WBR) (mg/kg)

| Roca /suelo | Zn | Cd | Hg | Ni |
|---------------------|--------|------------|------------|-----------|
| Corteza terrestre | 52-80 | 0,1-0,2 | 0,02—0,09 | 20 |
| Rocas ígneas | | | | |
| Ultramáficas | 40-60 | 0,03-0,05 | - | 1400-1200 |
| Máficas | 80-120 | 0,13-0,22 | 0,004-0,01 | 130-160 |
| Ácidas | 40-100 | 0,05-0,2 | 0,03-0,08 | 5-20 |
| Rocas sedimentarias | | | | |
| Arcillosos | 80-120 | 0,2-0,3 | 0,2-0,4 | 40-90 |
| Areniscas | 15-30 | <0,04-0,05 | 0,01-0,05 | 5-20 |
| Calcáreas | 10-25 | 0,04-0,1 | 0,07 | 5-20 |
| Arenas | 31-61 | 0,01-0,2 | 0,08-0,7 | 7-33 |
| Pozoles | 47-63 | 0,08-0,3 | 0,01-1,2 | 11-25 |
| Cambisoles | 35-75 | 0,2-0,5 | 0,02-1,5 | 23-50 |
| Calcisoles | 50-100 | 0,4-0,8 | 0,01-0,5 | 18-92 |
| Histosoles | 57-100 | 0,2-2,5 | 0,004-1,12 | 4-12 |

Nota. (Kabata-Pendias, 2011).

5.4. Índices de contaminación de Suelos

5.4.1. Factor de Enriquecimiento (EF)

El factor de enriquecimiento (EF) es un índice de contaminación, el cual busca estandarizar un elemento analizado en el suelo, contra un elemento de referencia poco variable (Bergues Garrido, 2011). El factor de enriquecimiento se usa básicamente para evaluar el posible impacto generado por las actividades antropogénicas sobre las concentraciones del suelo (Kowalska et al., 2016).

5.4.2. Índice de Geoacumulación (IGEO)

El índice de geoacumulación permite determinar la medida en la que se extienden los metales traza en los suelos y sedimentos. Este es una medida de la cantidad de elementos recibidos por el suelo. A través de este se puede evaluar la contaminación del suelo por metales pesados, basados en la comparación del contenido de metales pesados en los horizontes O y A, con el fondo geoquímico de los suelos (Kowalska et al., 2016)

El I_{geo} es el cociente de las concentraciones actuales de suelo y las medidas anteriores a cualquier actividad humana reportadas para dicho suelo, conocidas como nivel de fondo (Bergues Garrido, 2011); por ello es fundamental conocer los niveles de fondo propios de la región donde se lleve a cabo el estudio, dichos niveles no son más que la concentración de cada elemento en suelos sin intervención del hombre, donde los valores sean homogéneos e iguales para toda la región, ya que el uso de referentes de otras zonas podría afectar notoriamente la evaluación del índice, puesto que cada región posee distinta composición del suelo dependiendo de su evolución geogénica.

6. Estado del arte

6.1. Metales Pesados

A diferencia de otros medios como el agua y el aire, la movilidad de los metales pesados en el suelo es lenta. En un ambiente exento de factores antrópicos, son las condiciones ambientales y geológicas las que determinan las concentraciones de estos elementos en los suelos (Galán & Romero, 2008), sin embargo, actualmente es muy difícil encontrar zonas con ecosistemas no impactadas por metales pesados debido a la actividad humana (Kabata-Pendias, 2011). García et al. (2015), Bonilla (2013) y Prieto Méndez et al. (2009) concuerdan en que el uso de compuestos químicos como fertilizantes y plaguicidas sin tener en cuenta las características del suelo, aumenta la biodisponibilidad y exposición de metales pesados, tanto para animales como para humanos. Por ende, se hace necesaria la evaluación de los metales pesados en los suelos. Sin embargo, existen diferentes metodologías para evaluar la concentración de los metales pesados en suelos.

Una herramienta ampliamente utilizada para establecer el grado de contaminación de un suelo por un metal pesado, en específico, es el índice de geocumulación (I_{geo}). El cual fue propuesto por Müller (1969; 1979) y se define como la relación entre la concentración de dicho metal con su valor de referencia o fondo geoquímico. Obteniendo un valor que se clasifican en una escala de contaminación por exceso de metales pesados. Siendo indispensable conocer de antemano los valores de referencia del suelo estudiado, con el fin de determinar los índices de contaminación de suelos (Brizuela & Jiménez, 2012). Dentro de los países y regiones que han establecido niveles de referencia a nivel normativo como lo son Estados Unidos, Alemania, Suiza, País Vasco, Madrid y Aragón.

Dentro de los reportes de la aplicación del índice de geoacumulación como medida del grado de contaminación por metales pesados encontramos a Bergues Garrido (2011). Quien demostró mediante la utilización de índices de contaminación de los suelos en Cuba, que el desarrollo de la minería de magnesio genera contaminación moderada natural por Cd, Co y Cu, debido a la composición compleja de los minerales usados como materia prima. Priorizando la contaminación con Cd dado su poder tóxico y alta capacidad de absorción-acumulación en tubérculos y hortalizas, que puede generar problemas a la salud humana por la ingesta. Mirzaei et al. (2015) realizó un estudio comparativo de suelos agrícolas y urbanos en la Provincia de Semnan, Iran, donde utilizó el I_{geo} demostrando que el Cr, Cu y Ni presentaban una mayor geoacumulación en suelos agrícolas, mientras el Pb, Cd y Zn lo presentaban en suelos verdes urbanos. Definiendo el Cd, Pb y Zn como elementos de origen antropico y al Cr, Cu y Ni como elementos de origen natural.

Singh, Raju, & Nazneen (2015) también evaluaron suelos agrícolas y suelos cercanos a carreteras en Varanasi, India, determinando mediante el índice de geoacumulación que la contaminación cercana a los puntos agrícolas estaban intimamente relacionada a el uso de fertilizantes, abonos orgánicos y el uso de aguas residuales para el riego. Mientras que para suelos cercanos a carreteras la contaminación por metales está relacionada con gases de combustión y vertido de residuos.

En los últimos años China se ha convertido en un referente mundial de información científica en contaminación de suelos, desarrollado un sinnúmero de investigaciones de suelos contaminados con metales pesados y plaguicidas. Muchas de la investigaciones se han apoyado en los niveles de fondo establecidos en la década del 90 por el Centro Nacional de Monitoreo Ambiental de China (CNEMC), facilitando así el estudio de la contaminación de los mismos.

Dentro de las investigaciones más desatacadas, resalta el trabajo de Xiaojun Wen et al. (2017), quien determinó, a partir del uso del I_{geo} y del Factor de enriquecimiento (EF), que los suelos agrícolas de los humedales del Delta del Rio Amarillo, presentan distintos porcentajes de contaminación por metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn); en los resultados del I_{geo} una moderada a fuerte contaminación; para el Cd en general el 40% de todas las muestras evaluadas reportaban una moderada a fuerte contaminación, llegando a un 75% de contaminación en algunos puntos. Por otro lado el EF del As y Cd mostraron un significativo nivel de enriquecimiento. Por ultimo resalta que el As y el Ni pueden generar problemas de ecotoxicidad de acuerdo a las concentraciones halladas, y que el Cd tiene un origen distinto al de los metales como el Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, los cuales comparten un origen en comun. Wong, Li & Zhoub (2007), estudiaran en China la porción del Cd y Zn, en diferentes suelos que fueron abonado con materia orgánica proveniente de lodos de plantas depuradoras, señalando que la materia orgánica forma complejos con metales pesados que aumentan la movilidad y la lixiviación, aumentando el riesgo por fitotoxicidad. Bai et al. (2011) estudió los suelos de estuarios del Rio Perla en China, identificando Fe, Cr y Cu como contaminantes metálicos de interés primario, por su mayor contribución a la contaminación y toxicidad en comparación con otros metales. Casi todos los metales superaron los niveles para considerar efectos menores, establecidos para China. Definiendo también que el Fe y el Mn tienen un origen geogénico, mientras que otros metales proceden principalmente de fuentes antropogénicas. Bai et al. (2014) evaluaron también, la dinámica estacional de metales pesados en los suelos de costa afectados por el régimen de regulación de flujo-sedimento del Delta del Rio Amarillo, donde determinó que el flujo de sedimentos en tres temporadas de muestreo es un factor dominante en la distribución de metales pesados y en la bioacumulación de estos en las plantas de la zona evaluada.

Lu et al. (2016) determinaron en tres periodos distintos, que todos los metales pesados (As, Ni, Cr, Zn, Pb, Cd y Cu) de los suelos de los humedales del Delta del Rio Amarillo, China, sobrepasan los niveles de fondo, excepto Pb, Zn y As. El I_{geo} indicó que no hubo contaminación de Cu, Pb o Cr en cinco de los sitios de muestreo durante todos los períodos. Las unidades tóxicas medias de metales en esta región siguieron el orden $As > Ni > Cr > Zn > Pb > Cd > Cu$. Siendo los tres primeros quienes aportaron mayor toxicidad al suelo: As (40%), Ni (20%) y Cr (20%).

Yang et al. (2013) realizaron una evaluación en los suelos de invernaderos donde se cultivan hortalizas, revelando la acumulación significativa de Cd, Zn y Cu con el pasar de los años, incluso en suelos de invernaderos orgánicos. Los suelos de producción de hortalizas en invernadero estaban menos contaminados o moderadamente contaminados por As, Cu, Zn y Pb pero muy contaminados por Cd y Hg en algunas localidades. En general, la acumulación de Cd, Zn y Cu se asoció principalmente la aplicación de estiércol. Pero resultó preocupante el alto nivel de Hg encontrado en algunos sitios, este se relacionó con la aplicación histórica de pesticidas que tenían Hg. Sin embargo, se necesita una mayor identificación de las fuentes de Hg. En el estudio se recomienda para reducir la acumulación de los metales traza en la zona de estudio, se apliquen estrategias razonables y sostenibles en cuanto al uso de fertilizantes orgánicos.

Zhang et al. (2016) evaluaron humedales en cuatro secuencias cronológicas distintas; humedales de más de 50 años, humedales de 40 años, humedales de 30 años y humedales de 10 años, en el delta del Rio Amarillo. Mientras que Zhang et al., (2016b) evaluaron los perfiles de suelos de humedales de la rivera inundable del Río Amarillo, en primavera y Otoño. Ambos estudios concuerdan con lo mencionado por Lu et al. (2016), ya que sobrepasan los niveles de fondo. Las muestras estaban fuertemente contaminadas por As y moderadamente contaminadas por Ni. Las muestras de suelo de los humedales mas viejos estaban moderadamente

contaminados por Cr. Sin embargo, con la excepción de As y Ni, el contenido de otros metales pesados en los suelos de los cuatro humedales evaluados por Zhang et al. (2016) y los suelos evaluados por Zhang et al.^b (2016), no superaron los niveles mínimos de afectación según el modelo establecido como referencia para los suelos de China. Pero concluyen que el Cd y Ni son metales pesados de preocupaciones primarias en las áreas donde se realizaron los estudios.

En Colombia el estudio de metales pesados se ha realizado en aguas, sedimentos y alimentos. Sin embargo, se han desarrollado en menor número estudios en suelos. Resaltan por la aplicación del Factor de enriquecimiento y el índice de Geoacumulación, los estudios llevados a cabo por Marrugo et al. (2014) y Marrugo et al. (2017) en suelos agrícolas a lo largo de la rivera del Río Sinú, en el departamento de Córdoba. De igual manera plantea el fondo geoquímico de los suelos evaluados. Lo que implica una mayor rigurosidad a la hora de definir el grado de contaminación de los suelos. Demostrando que en este departamento, con vocación ganadera y agrícola, se presentan concentraciones considerables de metales pesados debido a la creciente actividad minera de la región. No obstante, Roqueme et al. (2014), en su estudio de suelos agrícolas de la rivera del río Sinú, también consideran que el aumento en el uso de plaguicidas, herbicidas, fungicidas (aportan Cu, Zn y Hg) y fertilizantes (superfosfatos) aumentan las concentraciones de Cr, Cu, Ni, Cd y Zn en los suelos agrícolas.

Por otro lado Mahecha-Pulido et al. (2015) evaluaron las concentraciones de metales pesados (Pb, Zn, Cu, Cr, Cd y Ni) en suelos agrícolas en la Región del Ariari, en el Departamento del Meta ubicado en el piedemonte andino y llanuras del Orinoco, donde encontró concentraciones de metales pesados dentro de los niveles de toxicidad. A excepción del Cr, el cual define como tóxico según los rangos establecido por la EPA, y los cuales utilizó para medir sus resultados.

En el Departamento del Atlántico, uno de los principales estudios sobre las concentraciones de metales pesados en suelos fue el realizado por Yacomelo (2014). quien encontró concentraciones de los metales pesados As, Hg, Cd, Pb y Cr, y además evaluó la absorción de estos elementos por las plantas de la zona y el riesgo que esto representaría para en la salud humana. Este estudio estuvo motivado en parte a la grave inundación que acaeció en el sur del Departamento, y a la que estuvieron sometidos los suelos agrícolas de los municipios de Santa Lucía, Campo de la Cruz, Manatí, Suan y Candelaria. En dicho estudio no hayo riesgo a la salud humana, pero muchos de los valores en un grupo de muestras para algunos metales pesados llaman fuertemente la atencion por tener niveles elevados de Hg en Santa Lucía, y tener valores maximos de As y Cd preocupantes.

A nivel mundial la proposición de valores de referencia de metales pesados se ha convertido en un instrumento de gestión de la calidad del recurso suelo, y constituye el principal requisito de calidad y protección de suelos de cultivo, ya que permite distinguir entre los aportes naturales de contaminantes asociados al material parental (niveles de fondo) y los derivados de diferentes fuentes antrópicas.

6.2.Plaguicidas

Zhong et al. (2015) definieron a China como uno de los países que más consume plaguicidas a nivel mundial. En su estudio determinó que los plaguicidas al ser aplicados pueden contaminar el agua, movilizarse por el aire a zonas aledañas del cultivo, ser transportados por la escorrentía, contaminando suelos para finalmente depositarse en cuerpos de agua y sedimentos, e incluso llegar al mar afectando de diferentes formas de cada ecosistema.

Por otro lado, Haijun Zhang et al. (2016) afirmaron en su estudio que, en los campos de arroz del Noreste de China, las condiciones ambientales, ecológicas y factores biológicos, varían espacialmente y pueden tener incidencia directa o indirecta en la bioacumulación de plaguicidas organoclorados (POCs) en los suelos donde se cultive. Además, el riego a largo plazo de aguas contaminadas de los ríos introduce al suelo residuos que se encuentren suspendidos. También POCs como los bifenilos policlorados en los suelos.

Los plaguicidas ocasionan desbalance ecológico, contaminación ambiental, efectos nocivos sobre enemigos naturales y organismos no blanco, resistencia, resurgimiento, brotes de plagas secundarias y trofobiosis. El uso de plaguicidas causa el fenómeno de resistencia, resurgimiento y brotes de plagas secundarias, además de alteraciones de la población microbiana del suelo (Leon-Morán, 2015).

En mayor o menor medida los plaguicidas tienen efectos genotóxicos, es decir que pueden provocar algún tipo de modificación en la información genética, e incrementan el riesgo de padecer cáncer ya sea por exposición ocupacional, o accidental (Martínez & Gómez, 2007). Singh et al. (2016) asocian la presencia de DDT con la alta incidencia en casos de cáncer.

Durante las últimas dos décadas ha surgido la inquietud por la relación directa entre la exposición a plaguicidas organoclorados, y la ocurrencia de cáncer de mama; sin embargo, los diversos estudios epidemiológicos aun no son concluyentes (Karam et al., 2003)

En la región de Sinaloa, García & Rodríguez (2012) encontraron que el uso de plaguicidas, que sustenta la actividad agrícola en este sector, ha generado problemas de contaminación en suelo, biota y sedimentos, mediante la descarga de estas sustancias a sistemas de riego, lagunares, etc., convirtiéndose en un factor de riesgo de contaminación en ecosistemas terrestres

y marinos; siendo esto un grave problema debido a que esta zona es la despensa agrícola nacional.

De igual forma, Sánchez-Osorio et al. (2017) estudiaron los suelos del valle de Mexicali en Sonora, donde se desarrolla la agricultura de trigo, maíz, soja, algodón, tomate, entre otros; siendo esta zona un foco de uso histórico de plaguicidas como el caso del DDT. Encontrando que, dada la aplicación de estos compuestos por pulverización aérea en estos suelos agrícolas, existen residuos de DDT y DDE, lo cual genera contaminación en suelos y la atmósfera debido a la evaporización de agroquímicos en zonas agrícolas y urbanas. Mansour (2004) y Arshad et al. (2016) convergen en reconocer que la gama de efectos sobre la salud provocados por plaguicidas incluye lesiones agudas y persistentes en el sistema nervioso, daño al pulmón y a los órganos reproductores, disfunción del sistema inmunológico y endocrino, defectos de nacimiento y capacidad carcinogénica. En el estudio realizado por Soto et al. (2013) concluyeron que Colombia es el país que reporta el mayor uso de plaguicidas organoclorados comparado con otros países de Sur América, siendo la región andina la que aporta el mayor porcentaje (45%) aplicados sobre cultivos de maíz, arroz y papa, con el fin de potencializar la productividad de los mismos.

A su vez, Campos, & Gonzáles, (2011) estudiaron la movilidad en suelos de derrames de malatión en dos ciudades de Colombia: Mosquera (Cundinamarca) y Villavicencio (Meta); concluyendo que el malatión disminuye proporcionalmente con la profundidad del suelo, generando una fácil lixiviación. Además, los cationes de naturaleza básica como lo son Ca, Mg y K se ven afectados por la lixiviación de este compuesto.

Varona et al. (2012) estudiaron el impacto en la salud y el medio ambiente por la exposición del uso de plaguicidas en cultivos de tomate de la Merced-Caldas, en Colombia, concluyendo

que existe una exposición crónica en los trabajadores con un promedio de 9 años de exposición, siendo el sistema nervioso central el más afectado, seguido de los órganos de los sentidos. De la misma forma, identificaron la mala gestión del destino final de los envases de plaguicidas, ya que estos son enterrados, quemados, guardados o botados a la basura, lo cual incurre en una problemática a la salud humana y al ambiente. Acorde con Narváez et al. (2012) los plaguicidas son uno de los mayores contaminantes de origen antrópico en ambientes naturales. En su estudio concluyeron que la estabilidad química de los plaguicidas, por tanto, su vida media en el ambiente se encuentra relacionada con la eficiencia de procesos de degradación natural, lo cual genera que los plaguicidas persistentes, representen un alto riesgo para ecosistemas por el debido al tiempo de exposición de los organismos.

Según Rizzati, Briand & Guillou (2016), es de gran importancia para la evaluación del riesgo a la salud humana, estudiar el impacto de las mezclas de plaguicidas ya que la población puede estar expuesta a estos compuestos tóxicos por ingesta de alimentos o por exposición ocupacional. De igual forma, concluyen que los plaguicidas pueden interactuar de diversas formas; teniendo en cuenta la familia química del compuesto; la dosis y los parámetros objetivos, lo cual pueden conducir fácilmente a diversos efectos como es el caso de la sinergia y la adición.

7. Metodología

7.1.Descripción del área de estudio

7.1.1. Ubicación geográfica

El Distrito de Riego de Repelón (DRR), está localizado al oeste del embalse El Guájaro, tiene una extensión de 3.800 Ha, de las cuales 3.400 Ha son aprovechables. Toma el agua para riego del embalse El Guájaro y también drena los excedentes hacia éste. La estación de bombeo del distrito, localizada en Repelón y operada por el INAT, tiene una capacidad de 5 m³/s (Figura 5).

Figura 5



Nota. Canales del Distrito de Riego de Repelón. (2016)

El DRR al igual que los distritos de riego de los municipios de Santa Lucía, Candelaria y Manatí, surten sus aguas del embalse del Guájaro, un espejo de agua que abarca un área actual de 12.200 Ha, con una profundidad promedio de dos metros; está conectado directamente con el canal del Dique por los caños de San Antonio y el Limón, el intercambio de agua del sistema Embalse-Dique se lleva a cabo por medio de compuertas. El canal del Dique es un brazo artificial que prevé su agua del río Magdalena (CRA, 2014).

Según la Alcaldía de Repelón (2011) el municipio en su geografía posee dos (2) zonas diferenciadas: una plana y cenagosa y otra de algunas elevaciones, pero todas las tierras están en el piso térmico cálido. Los accidentes orográficos que caracterizan al municipio de Repelón son el denominado Cerro del Caballo con una altura de 475 m.s.n.m (la más elevada en el departamento del Atlántico) seguida por la Loma el Sastre con una elevación de 300 m.s.n.m., ambas ubicadas al noreste de la cabecera municipal y también se encuentra la Loma de Maíz Blanco con una altura de 100 m.s.n.m. ubicada al norte de la cabecera municipal.

Son abundantes los arroyos que riegan la zona del municipio de Repelón, los cuales tienen una existencia cíclica afectada por el invierno y el verano; entre los principales se encuentran el Arroyo Picapica, Arroyo Banco, Arroyo Bartolo, Arroyo Negro, Arroyo.

7.1.2. Composición geomorfológica de suelos

Repelón cuenta con una configuración geomorfológica de llanuras, estribaciones montañosas y cenagosas. La clasificación de tierras según su capacidad de uso, productividad, cualidad de labores y cualidad de conservación se presenta en la Tabla 8. En la configuración del suelo de Repelón han intervenido los eventos tectónicos, además de los factores extensos de procesos morfodinámicos responsables del sistema morfológico. El Municipio de Repelón se ubica en los

depósitos cuaternarios que ocupan áreas de relieve plano, según los reportes de clasificación del suelo realizados por el Instituto Geográfico Agustín Codazzi (2007) para el levantamiento catastral (*Tabla 8*).

Tabla 8.

Clasificación del suelo en Repelón.

| Clasificación de suelos del DRR | | | | |
|---------------------------------|---|--|--|--|
| Suelo | Clase I | Clase II | Clase III | Clase IV |
| Topografía | Planicies, con partes profundas. | Moderado a fuertemente inclinados, profundos erosión ligera. | Topografía quebrada | Moderadamente inclinada, quebrada con erosión moderada. |
| Drenaje | Moderado | Moderado-Bueno | Bien drenado | Moderado a excesivo |
| Nitrógeno | Pobre | Pobre | Pobre | Pobre |
| Fosforo | Alto | Alto | Regular | Regular |
| Potasio | Alto | Alto | Alto | Alto |
| Salinidad | Media | Media | Media | Media |
| Ph | Neutro | Alcalinos | Ligeramente alcalinos | Ligeramente alcalino – ácido |
| Cultivos | Tabaco, fríjol, maíz. | Pastos | Pastos | Pastos |
| Observaciones | Mejorar los drenajes para evitar salinidad en raíces. | Suelos cercanos a la cabecera. Texturas pesadas. | Suelos ubicados en partes altas del municipio. | No hay aptitud agrícola por alta permeabilidad se recomienda cultivos de pasto o potreros. |

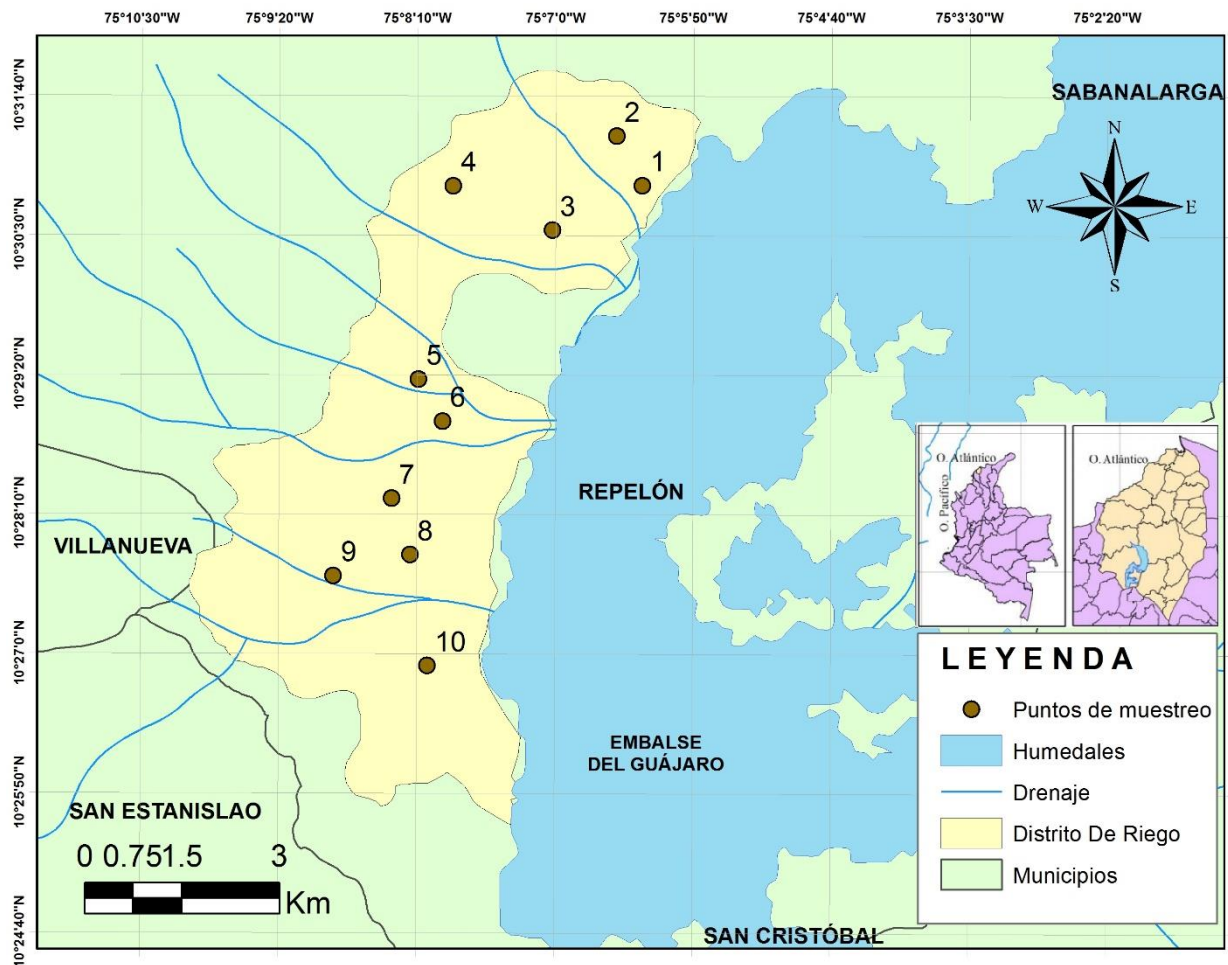
Nota. Plan de desarrollo municipio de Repelón (2012).

7.2.Fase de Campo

7.2.1. Recolección de muestras

Se empleó un muestreo al azar, recorriendo la zona de estudio en zig-zag. Se inició con la ubicación de diez (10) puntos de muestreo en zonas con historial de producción agrícola intensiva (Figura 6).

Figura 6.



Nota. Distrito de Riego de Repelón (DRR) (2017)

La toma de las muestras se realizó siguiendo el método consignado en la Norma Técnica Colombiana (NTC) 3656 de 1994 para lo cual se recolectaron veinte (20) submuestras de suelo no mayor a quinientos (500) gramos, luego se mezclaron y homogenizaron para obtener una

muestra compuesta para cada terreno seleccionado. Las submuestras fueron tomadas con barreno en los primeros treinta (30) cm del perfil del suelo, debido a que a esta profundidad se concentran y acumulan los contaminantes de fuentes antrópicas (Naveedullah et al., 2013). Posteriormente las muestras fueron embaladas en bolsas Ziploc® (para plaguicidas fueron previamente envueltas en papel aluminio) y a posteriori se llevaron a refrigeración a 4 °C. En la *Figura 7* se aprecia el registro fotográfico correspondiente al muestreo realizado en el DRR.

Figura 7.



Nota. Zonas de muestreo.(2016)

7.3. Análisis de resultados

7.3.1. Metales pesados

Las muestras de suelos para medición de metales pesados fueron sometidas a digestión ácida, siguiendo el método 3051A de la EPA, analizadas por espectroscopía de emisión por plasma de acoplamiento inductivo (ICP-MS, por sus siglas en inglés), siguiendo el método 6020A establecido por la EPA, utilizando el equipo Thermo Scientific X-Series 2 Q-ICP-MS. Se utilizó el estándar 1633B para validación de la técnica (Sánchez, 2010).

7.3.1.1. Cálculos de índice de geoacumulación

Para calcular el *Igeo* se usa la siguiente expresión matemática:

$$I_{geo} = \log_2 \left[\frac{C_n}{1,5 B_n} \right] \quad \text{Ecuación 1.}$$

Dónde C_n corresponde a la concentración del elemento químico en el suelo y B_n al Fondo geoquímico de referencia del elemento de acuerdo con su contenido medio mundial y 1,5 es una constante que representa las fluctuaciones de una sustancia dada en el ambiente y la influencia antropogénica (Bergues Garrido, 2011; Kowalska et al., 2016; Orłowska., 2017; Sutherland, 2000). La clasificación del suelo según la escala del índice de geoacumulación se aprecia en la Tabla 9.

Tabla 9.

Clasificación de suelos contaminados por medio del índice de geoacumulación.

| Valores de Igeo | Clasificación |
|-----------------|-----------------------------|
| Igeo < 0 | Sin contaminación |
| 0 < Igeo < 1 | Poco contaminado |
| 1 < Igeo < 2 | Medianamente contaminado |
| 2 < Igeo < 3 | Altamente contaminado |
| 3 < Igeo < 4 | Fuertemente contaminado |
| 4 < Igeo < 5 | Muy fuertemente contaminado |
| Igeo > 5 | Extremadamente contaminado |

Nota. Kowalska et al. (2016)

7.3.1.2. Cálculo de factor de enriquecimiento

Para calcular el factor de enriquecimiento se usa la siguiente expresión:

$$EF = \frac{[Cn/Cref]}{[Bn/Bref]} \quad \text{Ecuación 2.}$$

Dónde Cn es el contenido del elemento examinado en el suelo, $Cref$ es el fondo geoquímico del elemento examinado, Bn es el contenido del elemento referencia en el ambiente examinado y $Bref$ es el fondo geoquímico del elemento referencia.

Usualmente se utilizan el Aluminio (Al) y el Hierro (Fe) como elementos de referencia, debido a que por su naturaleza geoquímica no presenten sinergismo con los elementos examinados (Aikpokpodion, 2010; Loska, Wiechula, & Korus, 2004). Los valores límites y la clasificación de los suelos según el factor de enriquecimiento (Bergues Garrido, 2011; Kowalska et al., 2016; Orłowska., 2017; Sutherland, 2000), se presentan en la

Tabla 10.

Tabla 10.

Clasificación de suelos por el factor de enriquecimiento

| Rangos de valores | Clasificación del suelo |
|-------------------|---|
| EF <2 | Enriquecimiento deficiente o mínimo |
| 2 < EF <5 | Enriquecimiento moderado |
| 5,1 < EF <20 | Enriquecimiento significativo |
| 20,1 < EF <40 | Enriquecimiento Muy elevado |
| EF >40 | Enriquecimiento extremadamente elevado. |

Nota. Kowalska et al. (2016)

7.3.2. Plaguicidas organoclorados

Las muestras de plaguicidas fueron analizadas en laboratorio de Toxicología y Gestión Ambiental de la universidad de Córdoba, por cromatografía de gases con Detector de Captura Electrónica (ECD), utilizando el método 8081B planteado por la EPA, haciendo extracciones con acetona y éter. En la Tabla 11, se muestran las condiciones de las corridas cromatográficas realizadas. La extracción de los plaguicidas se llevó a cabo en los 40 días siguientes a la recolección de la muestra como lo estipula el método 8081 de la EPA (Sánchez, 2010).

Tabla 11.

Configuración del cromatógrafo.

| Parámetro | Medida |
|---------------------------|---------------------------------------|
| Temperatura de inyección: | 210 °C |
| Temperatura de columna: | De 100 a 300 °C con rampa de 4 °C/min |
| Gas portador | Helio |
| Presión de gas portador: | 19,5 p.s.i. |
| Temperatura del detector | 280°C |
| Inyección: “Splitless”, | 2 min |

Nota. Elaboración propia. (2017)

8. Resultados y discusión

8.1. Plaguicidas

La Tabla 12 muestra los resultados obtenidos de plaguicidas organoclorados en el DRR. Se evidencia que todos los resultados obtenidos en el DRR para plaguicidas organoclorados estuvieron por debajo del límite de detección.

Tabla 12.

Concentración de plaguicidas en el DRR.

| Punto de muestreo | Concentración de plaguicida (µg/kg) | | | | |
|-------------------|-------------------------------------|------------|------------|--------------|------------|
| | Heptacloro | Aldrí n | Endosulfan | Dieldr ín | Endrí n |
| 1 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 2 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 3 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 4 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 5 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 6 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 7 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 8 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 9 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |
| 10 | <2 | <2 | <2 | <2 | <2 |

Nota. Elaboración propia. (2016)

No se halló un resultando cuantitativo a pesar de tener registros históricos sobre el uso de plaguicidas organoclorados en esta región del departamento. Posiblemente las medidas restrictivas empleadas hace más de 18 años por el ICA, con la emisión de la Resolución 366 de

1987 y las resoluciones 531, 540, 723, 724 y 874 de 198 en las cuales cancelarían la venta de los insecticidas organoclorados que contengan los ingredientes activos: Aldrin, Heptacloro, Dieldrin, Clordano y Canfecloro en su composición, Aunque el endosulfan fue el último organoclorado altamente peligroso prohibido, por medio de la resolución 01669 de mayo 27 de 1997 del Ministerio de Salud, se utilizó para combatir plagas en cultivo que no son característicos del departamento del Atlántico, como el café.

Otra posible causa de la ausencia de plaguicidas organoclorados en el DRR es el efecto de las condiciones climáticas extremas, como las temperaturas promedio y las precipitaciones que aumentan la movilidad de los mismos en el suelo (Betancourt et al., 2005; Betancur-Corredor, 2013). El departamento del Atlántico posee una drástica variabilidad climática; pasando de cálido y seco, con temperaturas hasta de 40 °C (Ruíz et al., 2013), con largos periodos de sequías a periodos húmedos y con elevadas precipitaciones que causan inundaciones (Ruíz-Cabarcas & Caicedo-Pabón, 2013). Estas condiciones traen consigo repercusiones sobre la agricultura, los suelos y posiblemente, en las formas en que los plaguicidas se transportan (ATSDR, 2002; Aguilaret et al., 2007; Uzcátegui & Araujo, 2011). La marcada época de lluvia propicia la saturación de los suelos, lo cual genera eventos de remoción de superficie de suelo, y con ello gran parte de los compuestos en él (Ruíz-Cabarcas & Caicedo-Pabón, 2013); mientras que los periodos prolongados de sequía con altas temperaturas aumentan la evaporación de sustancias volátiles o semivolátiles y erosionan el suelo, facilitando la movilidad de compuestos presentes, como los plaguicidas organoclorados (del Puerto Rodríguez et al., 2014; Betancourt et. al., 2005). FAO (2000) afirma que en zonas tropicales los plaguicidas como el Dieldrin, tienden a desaparecer relativamente rápido de los suelos, con pérdidas hasta del 90% del producto en menos de un año (FAO, 2000). No solo por la evaporación, sino también por la fotólisis de los

misimos. Por lo tanto es de esperarse que al ser Repelón el municipio con mayor sequía y la radiación solar más alta del departamento, 5 y 6 Kwh/m² (IDEAM, 2005) se desarrollen los procesos de degradación y fotolisis de los plaguicidas (Narváez et al., 2012).

Otra posible causa de la ausencia de plaguicidas organoclorados en los suelos del DRR puede ser la inundación que este sufrió en el año 2011, descrita anteriormente. Las inundaciones transportan los compuestos tóxicos por escorrentía o lixiviación hacia otras áreas agrícolas, profundidades mayores o cuerpos de agua cercanos, debido al desarrollo de fenómenos como arrastre, resuspensión (Narváez et al., 2012).

8.2. Metales Pesados

8.2.1. Validación de la técnica

Los porcentajes de recuperación obtenidos para la determinación de metales pesados en las muestras de suelo y presentados en la .

Tabla 13 son muy buenos y garantizan que los valores de concentración arrojados por la técnica son confiables. Se observan porcentajes de 99,52% para el Cu y valores menores (80,85 %) para el Cd.

Tabla 13.

Porcentaje de recuperación.

| Metal | 1633b (mg/kg) | Concentración (mg/kg) | Recuperación (%) |
|-------|---------------|-----------------------|------------------|
| Al | 15.05 | 16.47 | 90,56 |
| Cr | 198.2 | 195.50 | 98,64 |
| Cd | 0.784 | 0.93 | 80,85 |
| Pb | 68.2 | 70.43 | 96.71 |

| | | | |
|----|-------|--------|-------|
| Cu | 112.8 | 99.68 | 99.52 |
| Zn | 210 | 229.27 | 88.36 |
| Ni | 120.6 | 112.18 | 90.82 |

Nota. Elaboración Propia (2017)

8.2.2. Concentración de metales pesados

Los resultados obtenidos de la medición de metales pesados en el DRR, se presentan en la *Tabla 14*. Estas mediciones reflejan que las mayores concentraciones de los metales pesados (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd), se registraron Puntos P9 y P10, mientras que en el punto P3, se presentaron las menores concentraciones. También se observa que los valores de la concentración del Cd no superaron el límite de detección de la medida 0,01 mg/kg.

Repelón desde la década del 60 hasta entrado el siglo XXI se caracterizó por las grandes extensiones de cultivos de tomate (Martinez M. et al., 2016) y algodón (Arteta-Hernández, 2012). De este modo la presencia de metales pesados en el DRR puede suponerse a la aplicación de cantidades proporcionales de agroquímicos y fertilizantes de origen mineral y natural, suministrados en el pasado (Dach & Starmans, 2005; Chen et al., 2015; Soares et al., 2017), para aumentar la productividad de la región.

Por otro lado, las fuentes de agua de las que se abastece el distrito de riego y sus tributarios son otra posible fuente de contaminación por metales pesados, ya que estudios realizados en las aguas del río Magdalena, reportan la presencia de metales pesados producto de actividades industriales, mineras y agrícolas (Mancena Rodríguez & Álvarez-León, 2006; Reyes et al., 2016). Los cuales pudieron ser transportados a través del Canal del Dique hasta el Embalse del Guájaro y posteriormente dispersados por riego en suelos de Repelón. Sumando además la grave

inundación que tuvo lugar en el 2011, ya que, como lo dice en su estudio Marrugo (2017), las inundaciones por periodos relativamente prolongados pueden provocar una reducción de los sulfatos y generar la formación de ácidos volátiles, los cuales causan liberación y disponibilidad de metales pesados en los suelos.

Tabla 14.

Concentración de metales pesados (mg/kg).

| Punto | Cr | Ni | Zn | Pb | Hg | Cd | Cu |
|-------------|--------|-------|--------|-------|-------|-------|-------|
| 1 | 116,40 | 48,98 | 141,90 | 12,26 | 0,090 | <0,01 | 56,12 |
| 2 | 114,50 | 49,02 | 125,90 | 12,08 | 0,095 | <0,01 | 57,80 |
| 3 | 96,50 | 38,85 | 111,07 | 9,78 | 0,104 | <0,01 | 46,02 |
| 4 | 103,68 | 44,61 | 136,32 | 12,46 | 0,074 | <0,01 | 64,36 |
| 5 | 116,73 | 51,54 | 147,41 | 12,51 | 0,090 | <0,01 | 65,78 |
| 6 | 113,50 | 43,38 | 118,40 | 11,29 | 0,092 | <0,01 | 53,03 |
| 7 | 111,14 | 50,24 | 131,24 | 12,47 | 0,101 | <0,01 | 60,67 |
| 8 | 117,15 | 50,33 | 153,32 | 12,78 | 0,052 | <0,01 | 64,77 |
| 9 | 146,71 | 61,94 | 166,27 | 13,95 | 0,074 | <0,01 | 79,58 |
| 10 | 120,70 | 51,86 | 146,40 | 12,52 | 0,070 | <0,01 | 67,30 |
| Máximo | 146.7 | 61.93 | 166.26 | 13.95 | 0.104 | -- | 79.58 |
| Mínimo | 96.5 | 38.85 | 111.06 | 9.77 | 0.051 | -- | 46.02 |
| Media | 115.7 | 49.07 | 137.82 | 12.2 | 0.016 | -- | 61.54 |
| Desviaci | 13.03 | 6.13 | 16.7 | 1.07 | 0.02 | -- | 9.14 |
| ón estándar | | | | | | | |

Nota. Elaboración Propia. (2017)

Al comparar los resultados obtenidos (ver *Tabla 14*) con otros estudios en Colombia (ver *Tabla 15*), exceptuando el Pb, tenemos que los valores de metales pesados son mayores a los reportados por Mahecha-Pulido (2015) en la región de Ariari en el Departamento del Meta, sin embargo, ya es sabido que las concentraciones de metales pesados en suelo pueden variar considerablemente, incluso en un mismo país, y en este caso se deben tener en cuenta los factores propios de cada región. Por un lado tenemos la región de Ariari, que posee una mayor altitud frente al DRR, un predominio del bosque lluvioso tropical típico de la regiones de pie de Monte andino y llanura de la Orinoquía, un régimen de lluvias alto, y con suelos en su mayoría clasificados como oxisoles, caracterizados por su origen metamórfico y por alta presencia de hidróxidos de hierro y aluminio, lavado frecuente y poca materia orgánica (CONIF, 1998; Mahecha-Pulido et al., 2015) mientras que en el DRR está ubicado en el Caribe geográfico, se caracteriza por llanuras cenagosas, con predominio del bosque seco tropical, con marcadas estaciones de lluvia y sequía, y con suelos en su mayoría de origen sedimentario, con una cantidad media-alta de arcillas y materia orgánica (IGAC, 2007). Es notoria la divergencia entre las concentraciones de metales pesados en estas dos áreas de estudio, lo que hace erróneo un análisis comparativo, debido a que las variaciones de los valores de metales pesados están íntimamente relacionadas a las condiciones geológicas y factores ambientales de cada zona estudiada. Haciendo necesario formular los índices los cuales si pueden ser comparados.

Los estudios realizados por Roqueme (2014) y Marrugo-Negrete et al. (2017) en la cuenca baja, media y media-baja del río Sinú en el Departamento de Córdoba, ubicado también en el Caribe geográfico, corrobora que la presencia de metales pesados no solo tiene un origen geogénico, sino también antrópico. En los estudios se observan valores de metales pesados por

encima de cualquier estudio realizado en el país, estos están muy influenciados por la actividad minera en la cuenca alta del río Sinú, y al historial agrícola de la región.

Tabla 15.

Concentraciones de metales pesados de otros estudios

| Área de estudio | Metal evaluado (media: mg/kg) | | | | | | |
|-------------------------------|-------------------------------|-------|-------|--------|------|-------|-------|
| (Suelos) | Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | H | Cd |
| | | | | | | g | |
| DRR ¹ | 115,7 | 49,07 | 61,54 | 137,82 | 12,2 | 0,015 | <0,01 |
| Santa Lucía ¹ | 46,8 | - | - | - | 4,21 | 2,82 | 1,58 |
| Suan ¹ | 65,89 | - | - | - | 7,17 | 0,04 | 1,56 |
| Campo de la Cruz ¹ | 59,64 | - | - | - | 6,84 | 0,06 | 2,00 |
| Manatí ¹ | 61,77 | - | - | - | 5,06 | 0,08 | 1,66 |
| Candelaria ¹ | 72,1 | - | - | - | 7,06 | 0,07 | 1,29 |
| Región de Ariari ² | 11,9 | 7,5 | 17,6 | 58,6 | 16,7 | - | N D |
| Bajo Sinú ³ | - | 587 | 100 | 1218 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| Medio Sinú ³ | - | 749 | 4 | 1540 | 66 | 177 | 035 |
| Bajo-Medio Sinú ³ | - | 661 | 132 | 1365 | 0,0 | 0,0 | 0,0 |
| | | | 1 | | 77 | 139 | 045 |

| | | | |
|-----|-----|-----|-----|
| 114 | 0,0 | 0, | 0, |
| 9 | 71 | 159 | 040 |

Nota. (Yacomelo, 2014)¹; (Mahecha et al., 2015)²; (Marrugo, 2017)³

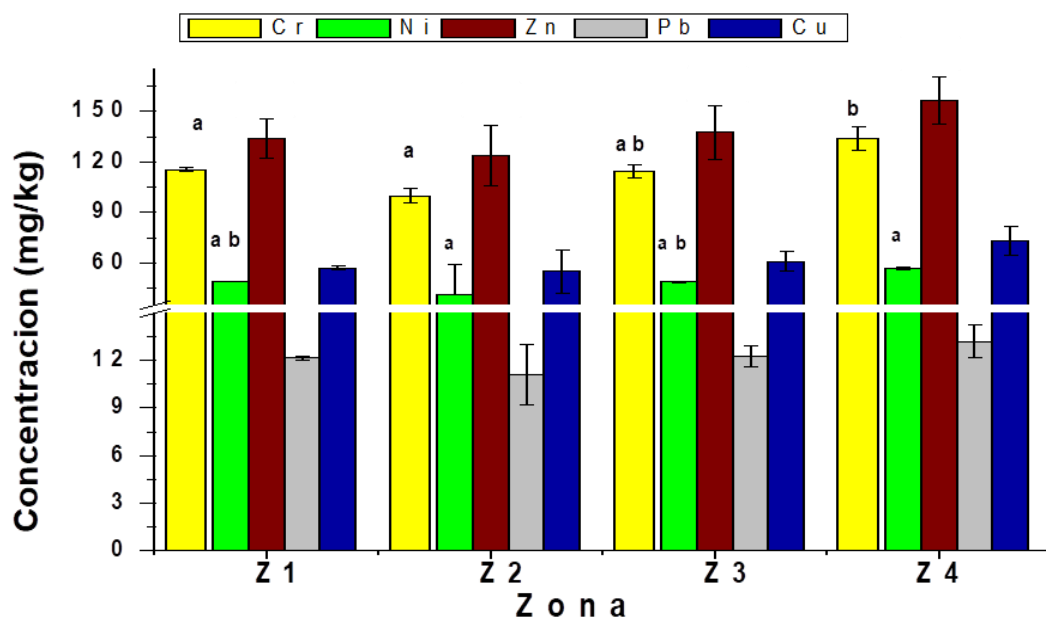
Según lo reportado por Marrugo (2017) los suelos muestran un alto grado de contaminación de Ni y una contaminación moderada a alta de Zn y Cu; Mientras que Pb, Cd y Hg presentan una contaminación moderada, al comparar los resultados con los obtenidos en estas zonas del departamento de Córdoba se aprecia que solo el Pb está en mayores concentraciones en el DRR. Sin embargo, cabe aclarar que a pesar de que ambos estudios fueron realizados en la región del Caribe colombiano, no poseen las mismas condiciones geogénicas, climáticas e hidrológicas, y por ende un análisis comparativo entre ambos estudios sin un análisis de índices sería inapropiado. Por un lado, la cuenca del río Sinú es independiente de la cuenca del río Magdalena (IDEAM, 2013) posee regímenes de lluvia altos en su cuenca alta, y alta-media precipitación en su cuenca baja-media, con alto riesgo de inundaciones, con una considerable actividad minera y con tierras muy fértiles y destinada a fines agrícolas (CVS, 2014) este último aspecto propicia la entrada de metales pesados a los suelos, por el uso de plaguicidas y fertilizantes (Zubillaga et al., 2002), de los cuales ya hay estudios completos en esta área (Marrugo 2014; Roqueme, 2014; Marrugo, 2017), y también se puede relacionar la presencia de estos metales debido a la alta actividad minera de la región (Marrugo, 2017).

Por último, las concentraciones de metales pesados, exceptuando los valores para el Cd y Hg en el DRR resultan ser más altas que las reportadas por Yacomelo (2014) en los municipios cercanos al DRR; Candelaria, Campo de la Cruz, Suan, Manatí, y Santa Lucía (ver Tabla 15), los cuales comparten características geológicas y geográficas similares a las del DRR (IGAC,

2007); sin embargo, a pesar que estos valores son superiores, la diferencia con los resultados encontrados en el DRR, puede deberse a factores geogénicos y a la calidad del método analítico implementado.

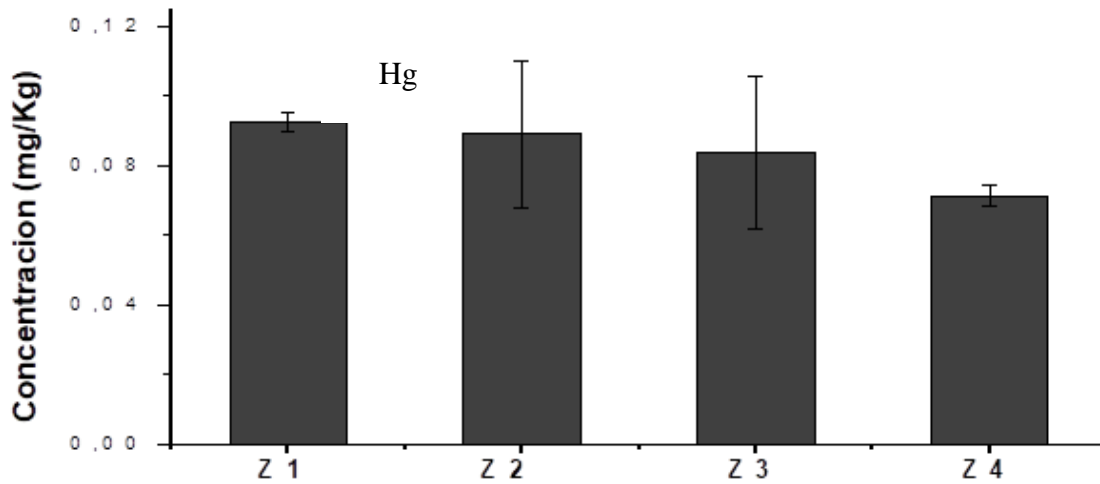
8.2.3. Variabilidad espacial de metales pesados en el DRR

Figura 8



Nota. Concentración de metales pesados (2017)

Figura 9.



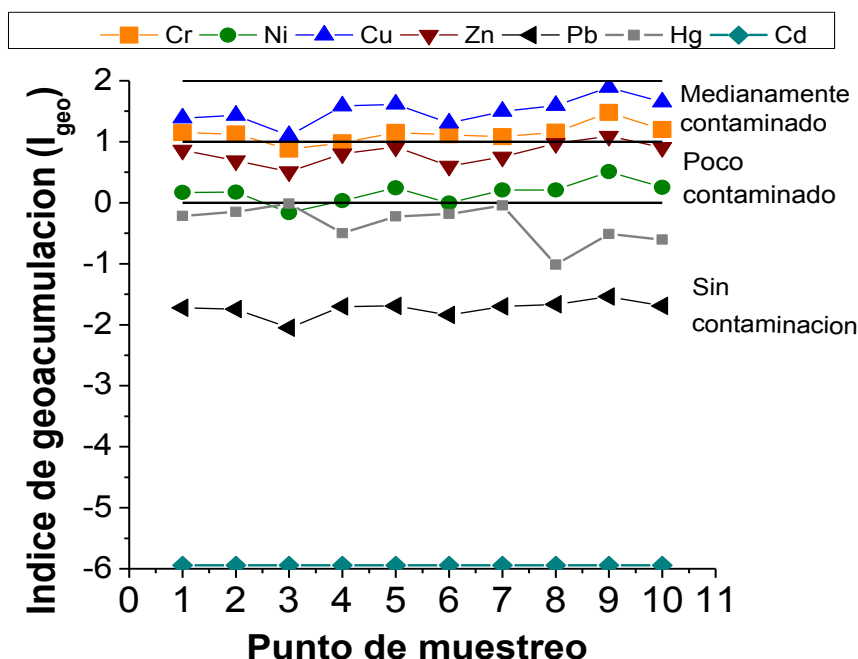
Nota. Metales minoritarios Hg.(2017)

Para analizar estadísticamente la variabilidad en las concentraciones de los metales pesados se realizó el test de mínimas diferencias significativas de Fisher, (LSD por sus siglas en inglés) con un nivel de confianza del 95,0%. Este consiste en un procedimiento de comparación múltiple para determinar cuáles medias son significativamente diferentes de otras diferencias estadísticamente significativas de confianza.

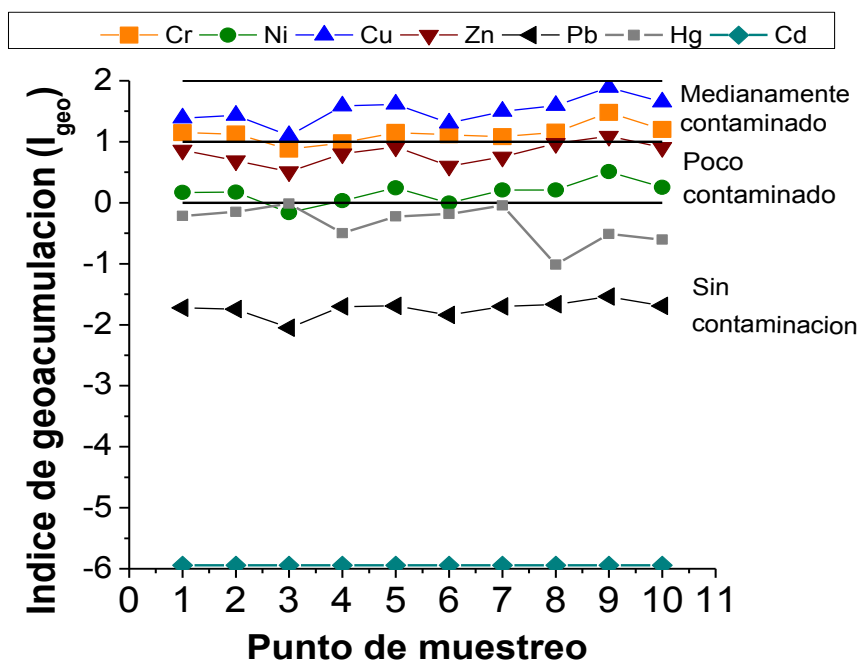
Al aplicar la prueba se observa para el caso del Cromo la zona 4 es estadísticamente diferente de zona 2 y zona 3. De manera similar, para el Níquel la zona 2 y 4 son diferentes. Pero no existe diferencia entre zonas 4, 3 y 2 o entre las zonas 2, 3 y 1. Para cobre, zinc, mercurio y plomo no se encontró diferencia estadísticamente significativa entre las concentraciones para las zonas de estudio del DRR. Mientras que para el cadmio no se aplicó el test LSD de Fisher debido a que sus valores están por debajo del límite de detección (

Figura 9).

En la *Tabla 14* se observa el resultado de las concentraciones de metales pesados, y en la

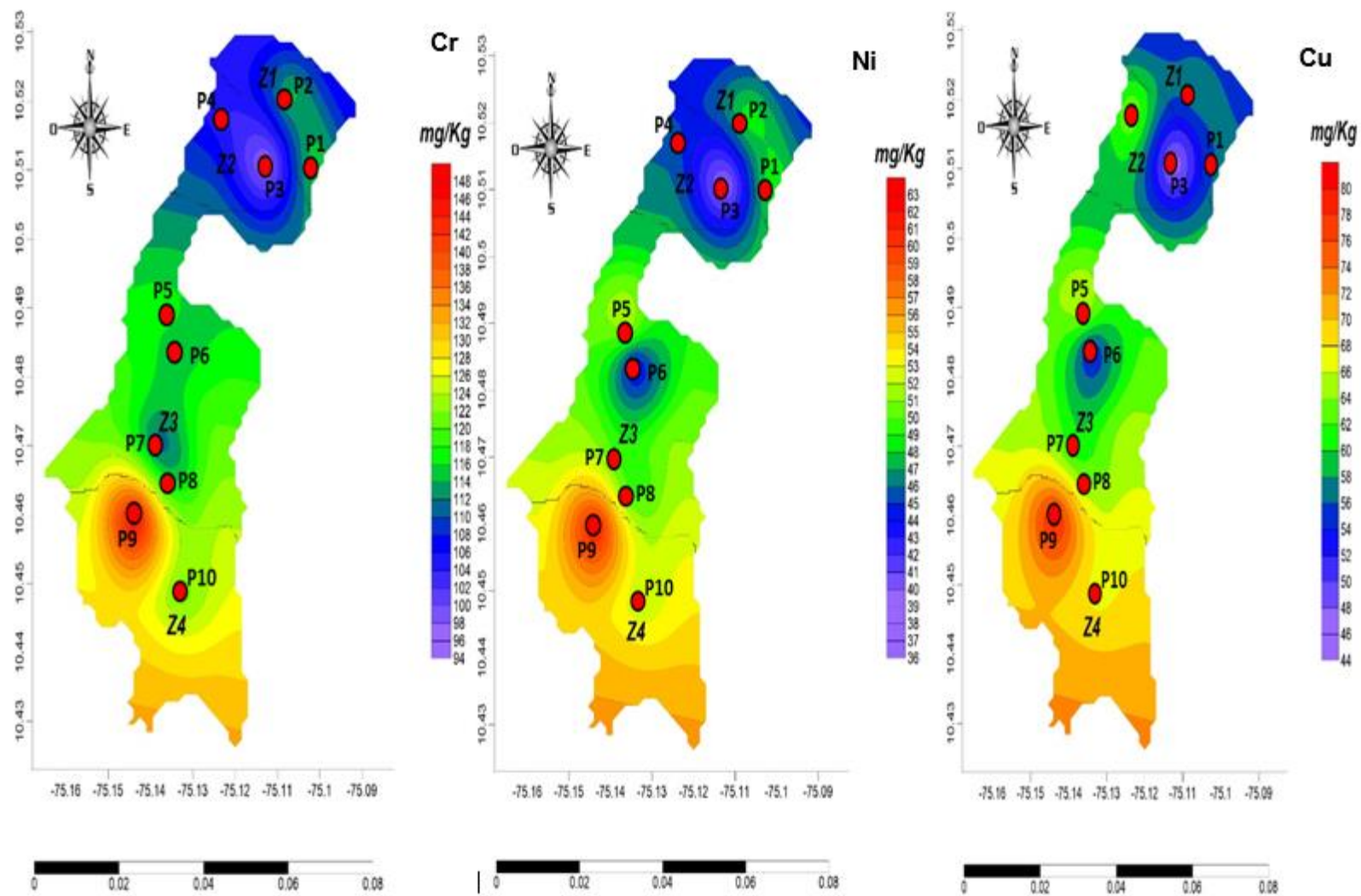


Nota. Índice de geoacumulación (I_{geo}), por muestra. se muestra la variabilidad espacial de los metales medidos, observándose para el cromo que la Zona 1 y la Zona 3, presentan una variabilidad similar y valores intermedios en el DRR. Mientras que las concentraciones encontradas en la zona 2 son las más bajas, siendo 96,50 y 103,68 mg/kg para los puntos P3 y P4 respectivamente y la Zona 4 muestra las concentraciones más altas, 146,71 y 120,70 mg/kg, para los puntos P9 y P10 respectivamente. Por otra parte, la variabilidad espacial para el Níquel, se observa que la Zona 3 presenta una variabilidad homogénea y concentraciones intermedias en el DRR, a excepción del punto 6. No obstante, en la Zona 2 se reportaron las menores concentraciones, siendo el punto P3, donde se reportó la concentración más baja, 38,85 mg/kg. Contrario a la zona 4, que presentó el valor más alto para este metal, 61,94 mg/kg para el punto P9. La evaluación de la variabilidad espacial del cobre demostró que en la Zona 4 del DRR y específicamente en el Punto P9 se encuentran la mayor concentración del mismo (79,58 mg/kg); mientras que en el punto P3 de la Zona 2 se encuentran la menor concentración (46,02 mg/kg). También es apreciable en la



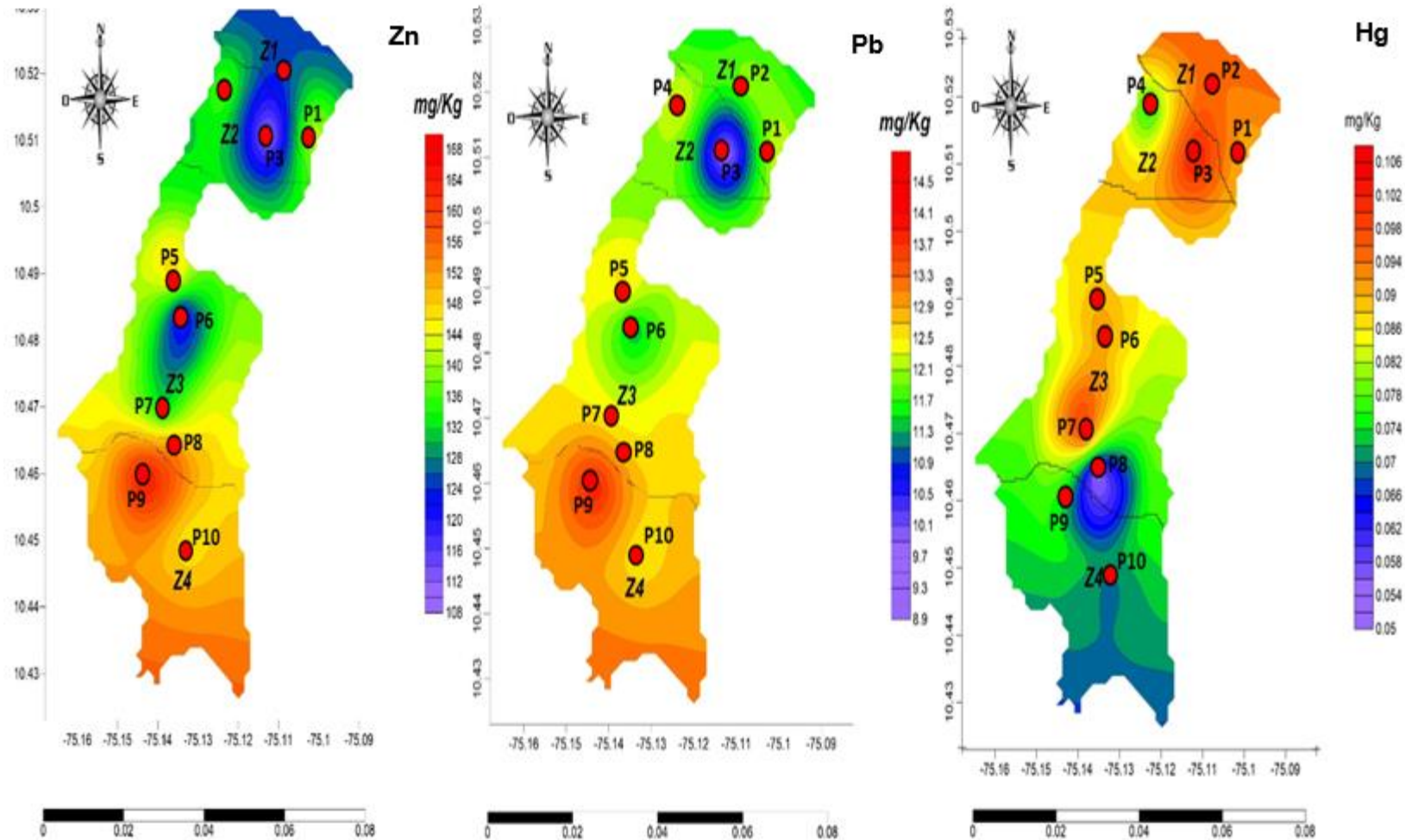
Nota. Índice de geoacumulación (I_{geo}), por muestra., por la marcada diferencia de coloración, la variaron entre las zonas del DRR para este metal. Muy similar es el comportamiento espacial para el Zn, siendo el punto P3 de la zona 2 la concentración más baja encontrada (111,07 mg/kg) y el punto P9 de la zona 4, donde se encontró la mayor concentración (166,27 mg/kg).

Figura 10.



Nota. Variabilidad espacial de Cr, Ni, Cu, Zn, Pb y Hg (2017)

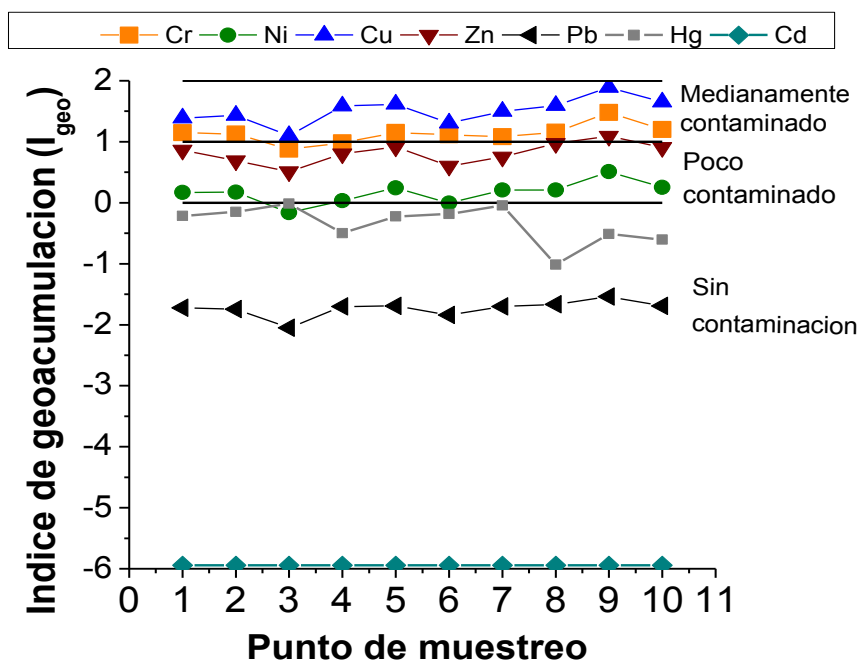
Figura 9



Nota. Variabilidad espacial de Cr, Ni, Cu, Zn, Pb y Hg.(2017)

La presencia elevada de cromo en esta zona agrícola puede deberse, además de a la naturaleza parental de este elemento, a fuentes antropogénicas como los fertilizantes fosfatados, ya que este elemento se presenta como impureza en las materias primas de los abonos inorgánicos (Rojo et al., 2004; Zubillaga & Lavado, 2002). Al igual que para el cromo, los fertilizantes fosfatados también aportan considerables cantidades de zinc a los suelos agrícolas. Sin embargo, su elevada concentración también puede estar relacionada con la aplicación de estiércol a los cultivos como lo expone Kabata-Pendias (2011).

En contraste, los resultados obtenidos para el Plomo fueron muy uniformes, siendo el punto P3 en la zona 2, el de menor concentración y el punto P9 de la zona 4 el de mayor concentración, 9,78 y 13,95 mg/kg respectivamente. Este metal tiende a acumularse en suelos agrícolas debido a la contaminación por empresas metalúrgicas y mineras. Sin embargo, la zona del DDR no cuenta con este tipo de empresas, por lo cual la presencia de este metal se le puede atribuir principalmente a su origen geogénico o a las prácticas agrícolas donde son usados abonos orgánicos, agroquímicos y plaguicidas (Reyes et al., 2016). Mientras que los resultados para mercurio fueron mayores en el punto P3 de la zona 2, como se puede ver en la



Nota. Índice de geoacumulación (I_{geo}), por muestra., de color naranja y los menores resultados se observan en la zona 3 en color lila.

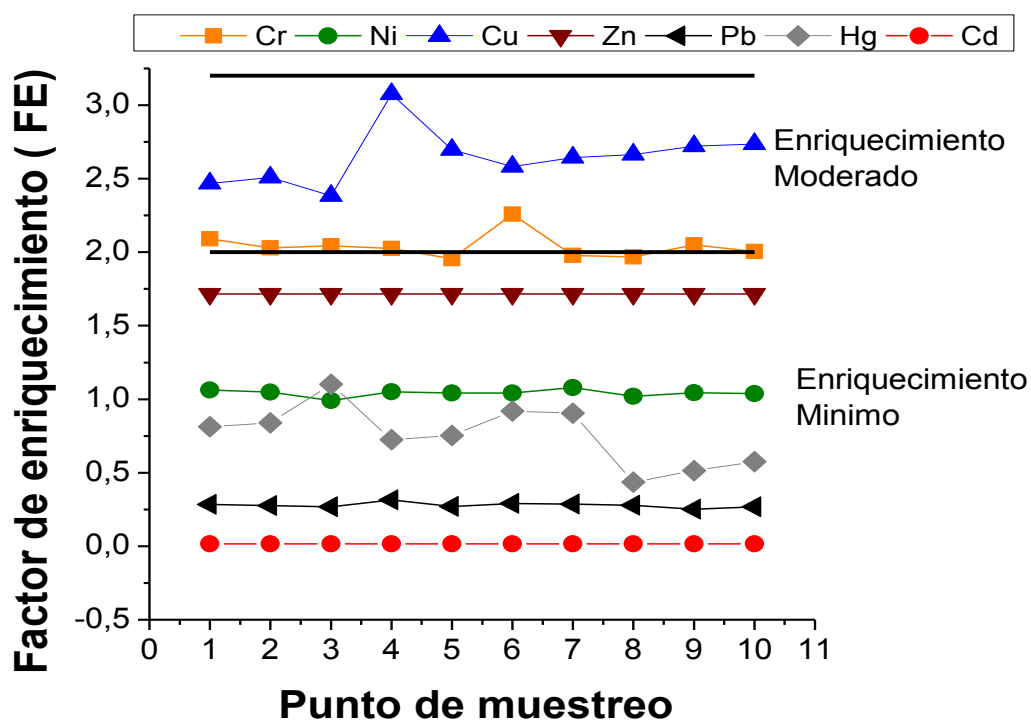
8.2.4. Índices de contaminación

8.2.4.1. Factor de enriquecimiento (EF)

La Figura 11 presenta los resultados obtenidos del cálculo del Factor de Enriquecimiento (EF) de los metales pesados analizados (Cr, Ni, Cu, Zn, Pb, Hg, Cd) por zona, con la respectiva

clasificación del suelo según el EF calculado; donde se evidencia que el dato con mayor Enriquecimiento encontrado fue la muestra 4 del Cu (3,07), localizada en la Zona 2 (Z2), con un Enriquecimiento Moderado; mientras que el valor de menor Enriquecimiento fue en la muestra 9 del Pb (0,2528), ubicada en la Zona 4 (Z4), con un Enriquecimiento Mínimo (*Anexo I*). Cabe resaltar que el Cd no presentó concentraciones cuantificables por lo que se desistió de realizar el FE.

Figura 11.



Nota. Factor de enriquecimiento (EF).(2017)

Los valores del EF del Cr, oscilan entre 1,9 y 2,1. El mayor EF se presentó en el punto 6 de la Zona 3 (Z3) (2,25); mientras que el menor se encontró en la muestra 5 de Z3 (1,95) (*Anexo I*). Comparando los resultados con la

Tabla 10, se establece que, la Zona 1 (Z1), Z2, Z4 y el punto 6 de Z3, presentan un Enriquecimiento Moderado de Cr a excepción de las muestras 5,7 y 8 de Z3, las cuales tienen un Enriquecimiento Mínimo.

Así mismo, los datos encontrados del EF del Ni, oscilan entre 0,9 y 1,7. La muestra 7 de Z3 presenta el mayor EF (1,07), mientras el valor más bajo se halló en la muestra 3 de Z2 (0,99) como se evidencia en el Anexo 4, por el color naranja y el Color azul, respectivamente. Comparando estos datos con la

Tabla 10 se determina que todas las muestras presentan un Enriquecimiento Mínimo.

Para el Cu, el EF oscilan entre 2,3 y 3,1. De este modo, la mayor cifra se encuentra en la muestra 4 de Z2 (3,07) y la menor en la muestra 3 de Z2 (2,38); observándose en el

Anexo 5, de color naranja y Color lila. Relacionando los valores calculados con la

Tabla 10, se define que todas las muestras presentan un Enriquecimiento Moderado.

Los resultados del EF del Zn, se encuentra dentro del rango de 1,5 hasta 1,8. La muestra 4 de Z2, es la que presenta el mayor EF (1,79) y la muestra 2 de Z1 es la de menor EF (1,50) tal como se observa en el Anexo 6 por la coloración naranja y azul, respectivamente. Usando la

Tabla 10 como referencia, se logra establecer que los suelos analizados poseen un Enriquecimiento Mínimo.

De igual modo, los valores del EF calculados para el Pb oscilaron entre 0,25 y 0,32 (*Anexo 1*); así mismo, manifiestan que el mayor valor se presentó en la muestra 4 de Z2 (0,31), y el valor con el menor EF reportado fue en la muestra 9 de Z4 (0,25). El

Anexo 7. Factor de enriquecimiento del Pb.

demuestra que en Z2 se presenta el mayor EF (Color naranja), mientras que Z4 presenta el menor EF (Color lila y azul).

En cuanto al Hg, el mayor EF calculado se reporta en la muestra 3 de Z2 (1,10) y el menor fue en la muestra 8 de Z3 (0,43) (*Anexo 1*), sin embargo todas las muestras obtuvieron un enriquecimiento mínimo según la

Tabla 10 .

Debido a que actualmente es difícil encontrar suelos sin intervención agrícola (Suelos vírgenes) para tomarlos como valores de referencia (Brizuela & Jiménez, 2012; Rueda et al., 2011; Brizuela & Jiménez, 2012; Rueda-Saa, 2011) y la carencia de estudios a nivel nacional donde se estipulen valores de fondo para comparar los valores obtenidos, se toman valores de referencia del fondo geoquímico del promedio mundial de suelos. Al mismo tiempo, solo existe un estudio en Colombia el cual usó como referencia para evaluar los suelos, valores de suelos colombianos sin contaminación (Marrugo et al., 2017), los cuales se aprecian en la Tabla 16. Sin embargo, estos valores carecen de confiabilidad, debido a que se asume una incongruencia en el valor para el Plomo, puesto que autores como Kabata-Pendias (2011), aseguran que los niveles de plomo mínimo en la corteza terrestre rondan entre 10-13 mg/kg lo que hace que el valor reportado no aporte la credibilidad suficiente, para ser tomados como fondo geoquímico. No obstante, los valores para otros metales traza excluyendo al Níquel parecen aportar mayor confianza frente a los valores más apropiados para los suelos no contaminados de Colombia.

Tabla 16.

Estudio realizado en el Sinú Colombiano.

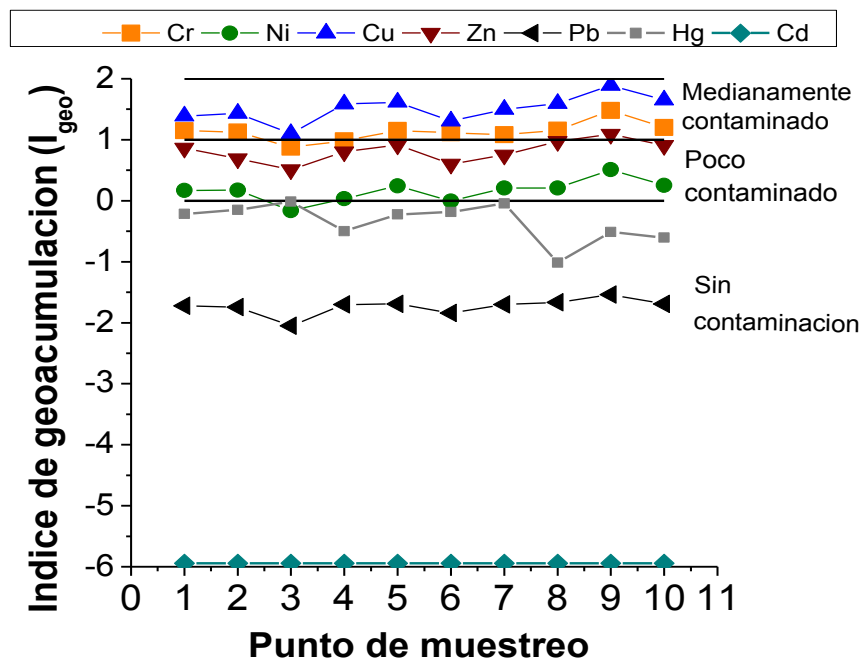
| Distrito de Riego de Repelón | METAL PESADO (mg/kg) | | | | |
|----------------------------------|----------------------|-------|--------|-------|-------|
| | Ni | Cu | Zn | Pb | Hg |
| Máximo | 61,93 | 79,58 | 166,26 | 13,95 | 0,071 |
| Mínimo | 38,85 | 46,02 | 111,06 | 9,77 | 0,034 |
| Media | 49,07 | 61,4 | 137,82 | 12,2 | 0,015 |
| Suelos de referencia colombianos | 14,1 | 118,1 | 107 | 0,012 | 0,028 |

Nota. (Marrugo et al., 2017)

8.2.4.2. Índice de geoacumulación (Igeo)

A continuación, se presentan los resultados del cálculo del índice del (Igeo):

Figura 12.



Nota. Índice de geoacumulación (Igeo), por muestra. (2017)

En el *Anexo 2* se aprecian los valores calculados para el índice de geoacumulación (Igeo), donde se encontró que el Pb es el elemento que posee el menor valor, el cual osciló entre -2,06 y -1,5, tal y como lo ratifica la Figura 12 en donde se estima el Igeo por muestra. Teniendo en cuenta la clasificación (ver *Tabla 9*), se encontró suelos sin contaminación por Pb. Además, el Hg obtuvo valores similares al Pb, cuyo valor menor fue de -1,618 y el mayor de -0,568, clasificándose respectivamente como suelos sin contaminación.

Por otra parte, el Cu ostenta el mayor Igeo, el cual varía entre 1,1 y 1,9, siendo este último, el valor aproximado más alto (ver *Anexo 2*). Esto se puede ratificar observando la Figura 12. Utilizando la *Tabla 9*, se clasifica el suelo como medianamente contaminado por Cu.

De igual forma, el Cr obtuvo valores cercanos a los del Cu (ver Figura 12) cuyo valor máximo fue de 1,482 y el mínimo de 0,878 (*Anexo 2*). Sin embargo, la clasificación de estos suelos (*Tabla 9*) fue de medianamente contaminado, a excepción de las muestras 3 y 4 de la zona 2, cuya clasificación fue de poco contaminado.

Por otro lado, se encontró que para el Ni el valor mínimo calculado fue de -0,163 y el máximo de 0,172 (ver *Anexo 2*). La clasificación obtenida de los suelos (ver *Tabla 9*) fue de poco contaminado, a excepción de las muestras 3 y 6 de las zonas 2 y 3 respectivamente, las cuales se clasificaron sin contaminación.

Por su parte el Zn, hace un aporte significativamente mayor con respecto al Ni (ver *Figura 12*), cuyo valor máximo fue de 1,092 y el menor de 0,509 (*Anexo 2*). La clasificación de estos suelos (*Tabla 9*) fue de poco contaminado a excepción de la muestra 9 de la zona 4, la cual fue sin contaminación. Por otro lado, el Igeo del Hg y Pb son iguales, clasificándolos como suelos sin contaminación.

Finalmente, debido a que las concentraciones de Cd estuvieron por debajo del límite de detección, su Igeo es igual para todas las zonas.

Tanto el factor de enriquecimiento (EF) como el índice de Geoacumulación (Igeo), ratifican el posible impacto de las actividades antropogénico sobre los suelos agrícolas del Distrito de Riego de Repelón (Mazurek et al., 2016). Es de resaltar como los elementos que requieren más atención el Cobre, el Cromo y el Zinc, los cuales están íntimamente relacionados con el uso de fertilizantes y por ende, con las actividades agrícolas que se desarrollan en el área de estudio.

9. Conclusiones

La evaluación de compuestos tóxicos metales pesados y plaguicidas organoclorados en suelos del Distrito de riego de Repelón (DRR) demostró que no se presentaron concentraciones cuantificables de los plaguicidas en ninguna zona del DRR, esto posiblemente debido a que las condiciones meteorológicas del área de estudio que generan volatilización, movilidad por arrastre, y degradación por fotólisis de los mismos. Sin embargo, es de suma importancia relacionar los resultados obtenidos de plaguicidas con otros estudios llevados a cabo en esta zona, paralelo a este, siendo realizados en las aguas y sedimentos del embalse del Guájaro, el cual es el cuerpo de agua que aporta, y a su vez, recoge las aguas del DRR, dando como resultado el hallazgo de concentraciones de plaguicidas organofosforados en cantidades considerables. Del mismo modo, se detectaron concentraciones de plaguicidas organoclorados, lo que evidencia el uso de plaguicidas por parte de agricultores de la zona, razón por la cual se deduce que dicha actividad estaría íntima y directamente relacionada al comportamiento de las concentraciones de estos compuestos en los suelos estudiados, ya que existe la probabilidad de haberse presentado un lavado del suelo por arrastre de partículas superficiales, que por escorrentía fueron depositados en el embalse del Guájaro y a posteriori, acumulados en el fondo por sedimentación natural.

En todas las zonas se hallaron concentraciones de los metales estudiados a excepción del Cd, el cual estuvo por debajo de los límites de detección en todas las muestras; encontrándose concentraciones medias en el DRR por encima de las reportadas para otros municipios del Atlántico y por debajo de las reportadas para la zona del río Sinú, siguiendo la secuencia $Zn > Cr > Cu > Ni > Pb > Hg > Cd$.

Una causa a tener en cuenta en el comportamiento de las concentraciones de metales en los suelos del DRR es la acumulación por el uso de fertilizantes fosfatados, nitrogenados, y estiércol en las prácticas agrícolas de los últimos 30 años.

Tanto el factor de enriquecimiento como el índice de geoacumulación, mostraron que las altas concentraciones de algunos metales pesados contemplados en este estudio, están relacionadas a fuentes antropogénicas. El Cu presenta el mayor enriquecimiento, siendo moderado y un índice de geoacumulación que clasifica el área como medianamente contaminado por este metal. Lo que permite divisar una estrecha relación con el uso de fertilizantes con impurezas de este metal en los suelos estudiados. Y no descarta su relación con otro grupo de plaguicidas que hayan sido usados.

10. Recomendaciones

Se recomienda para futuras investigaciones aumentar el número de puntos de muestreo, para cubrir mayor área del Distrito de Riego, con el fin de realizar un análisis estadístico más completo.

Establecer valores de fondo geoquímico para la zona de estudio, que puedan ser usados para calcular el Factor de Enriquecimiento (EF) y el índice de Geoacumulación (Igeo); y disminuir la posible desviación por el uso de valores medios mundiales, ya que las características de los suelos pueden variar por condiciones geomorfológicas y/o climáticas.

Explorar otras técnicas analíticas para plaguicidas que permitan descartar en su totalidad la presencia de estos compuestos en los suelos del área de estudio.

Por otra parte, es recomendable evaluar las relaciones de las características fisicoquímicas de las muestras de suelo recolectadas (pH, MO, Humedad, Intercambio iónico, entre otros) con la concentración de los contaminantes, ya que son esenciales para la explicación del comportamiento de metales pesados en suelos agrícolas.

11. Bibliografía

- Adriano, D. C. (2001). *Trace Elements in Terrestrial Environments*. New York, NY: Springer New York. <http://doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>
- Aguilar Martínez, J., & Prieto García Dra Alma Delia Román Gutiérrez William Scott Monks Sheets, F. (2007). Determinación de pesticidas organoclorados en *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758 del lago de Tecocomulco, Hidalgo. Retrieved from [https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/10994/Determinacion pesticidas organoclorados.pdf?sequence=1](https://repository.uaeh.edu.mx/bitstream/bitstream/handle/123456789/10994/Determinacion%20pesticidas%20organoclorados.pdf?sequence=1)
- Aikpokpodion, P. (2010). Heavy metals pollution in fungicide treated cocoa plantations Assessment of heavy metals pollution in fungicide treated Cocoa plantations in Ondo state, Nigeria. *J. Appl. Biosci.* Retrieved from <http://www.m.elewa.org/JABS/2010/33/3BLACKED.pdf>
- Alcaldía de Repelon. (2011). *Plan de Desarrollo Municipal 2012-2015*. Repelon. Retrieved from [http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos PDF/repel%25C3%25B3natl%25C3%25A1nticopd20122015.pdf](http://cdim.esap.edu.co/BancoMedios/Documentos%20PDF/repel%25C3%25B3natl%25C3%25A1nticopd20122015.pdf)
- Alloway, B. (2013). Heavy Metals in Soils, Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. (3ra Ed.) *United Kingdom*.
- Alloway, B. J. (2012). *Heavy metals in soils*. Springer.
- Anjum, R., & Krakat, N. (2015). Genotoxicity assessments of alluvial soil irrigated with wastewater from a pesticide manufacturing industry. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(10), 638. <http://doi.org/10.1007/s10661-015-4830-x>
- Arshad, M., Siddiqua, M., Rashid, S., Hashmi, I., Awan, M. A., & Ali, M. A. (2016).

- Biomonitoring of Toxic Effects of Pesticides in Occupationally Exposed Individuals. *Safety and Health at Work*, 7(2), 156–160. <http://doi.org/10.1016/j.shaw.2015.11.001>
- Arteta-Hernández, M. C. (2012). Una experiencia inconclusa. El cultivo de algodón en el departamento del Atlántico, 1935-1965, 143–179. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/hisca/v7n21/v7n21a07.pdf>
- Badii, M. H., & Landeros, J. (2015). *Plaguicidas que afectan a la salud humana y la sustentabilidad. CULCyT* (Vol. 0). Retrieved from <http://erevistas.uacj.mx/ojs/index.php/culcyt/article/view/454>
- Bai, J., Xiao, R., Cui, B., Zhang, K., Wang, Q., Liu, X., ... Huang, L. (2011). Assessment of heavy metal pollution in wetland soils from the young and old reclaimed regions in the Pearl River Estuary, South China. *Environmental Pollution (Barking, Essex : 1987)*, 159(3), 817–24. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.11.004>
- Bai, J., Xiao, R., Zhao, Q., Lu, Q., Wang, J., & Reddy, K. R. (2014). Seasonal Dynamics of Trace Elements in Tidal Salt Marsh Soils as Affected by the Flow-Sediment Regulation Regime. *PLoS ONE*, 9(9), e107738. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0107738>
- Bellingham, M., Fowler, P., Amezcaga, M., Rhind, S., Cotinot, C., Madon-Pepin, B., ... Evans, N. (2009). Exposure to a Complex Cocktail of Environmental Endocrine Disrupting Compounds Disturbs the KiSS-1/GPR54 System in Ovine Hypothalamus and Pituitary Gland. <http://doi.org/10.1289/ehp.0900699>
- Bergues Garrido, P.-S. (2011). Assessment of soil heavy metals pollution in Cristo-Barrancas mining site, 43–57. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/2235/223522423003.pdf>
- Bizarro, V. G., Meurer, E. J., & Tatsch, F. R. P. (2008). Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados comercializados no Brasil. *Ciência Rural*, 38(1), 247–250.

<http://doi.org/10.1590/S0103-84782008000100041>

- Brizuela, J., & Jiménez, Y. (2012). Metodologías aplicadas para el establecimiento de los niveles de referencia para metales pesados en la evaluación de la contaminación en suelos, 7(2), 101–109. Retrieved from www.saber.ula.ve/avancesenquimica
- Campos, S. R., & Gonzáles, F. R. (2011). Movilidad en suelos de residuos de plaguicidas (malatión). *Épsilon*. Retrieved from https://www.redib.org/recursos/Record/oai_articulo621211-movilidad-suelos-residuos-plaguicidas-malation
- Casierra-Posada, F., & Poveda, J. (2005). *Agronomía colombiana. Agronomía Colombiana* (Vol. 23). Universidad Nacional de Colombia, Facultad de Agronomía. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S0120-99652005000200013&lng=es&nrm=iso
- CONIF. (1998). *Guía para Plantaciones Forestales Comerciales Orinoquia Editores*. (D. R. Guerrero & G. Vega González, Enrique Herrera Chitiva, Eds.). Retrieved from [http://www.itto.int/files/user/pdf/publications/PD39 95/pd 39-95-9 rev 1 %2528F%2529 s.pdf](http://www.itto.int/files/user/pdf/publications/PD39%2095/pd%2039-95-9%20rev%201%20%2528F%2529%20s.pdf)
- CRA. (2014). *Diagnóstico Inicial para el ordenamiento del Embalse del Guájaro y la Ciénaga de Luruaco* (IDL). Barranquilla. Retrieved from [http://www.crautonomia.gov.co/documentos/recursohidrico/6_Diagn%25C3%25B3stico Ordenamiento \(Preliminar\).pdf](http://www.crautonomia.gov.co/documentos/recursohidrico/6_Diagn%25C3%25B3stico%20Ordenamiento%20(Preliminar).pdf)
- Curiel, C. P. y J. (2015). El monitoreo del suelo en los procesos de restauración ecológica: indicadores, cuantificadores y métodos. In *Monitoreo a procesos de restauración ecológica aplicado a ecosistemas terrestres* (Humbolt, p. 250). Bogotá D.C. Retrieved from

http://www.cifor.org/publications/pdf_files/Books/BGuariguata150101.pdf

CVS, C. A. R. D. L. V. D. S. Y. D. S. J. (2014). *Plan De Acción Para La Temporada Invernal*

En El Departamento De Córdoba - PATI CVS. Montería. Retrieved from

[http://cvs.gov.co/web/wp-](http://cvs.gov.co/web/wp-content/docs/gestion_riesgo/PLAN_ACCION_T_INVERNAL.pdf)

[content/docs/gestion_riesgo/PLAN_ACCION_T_INVERNAL.pdf](http://cvs.gov.co/web/wp-content/docs/gestion_riesgo/PLAN_ACCION_T_INVERNAL.pdf)

del Puerto Rodríguez, A. M., Suárez Tamayo, S., & Palacio Estrada, D. E. (2014). *Revista*

cubana de higiene y epidemiología. Revista Cubana de Higiene y Epidemiología (Vol. 52).

Editorial Ciencias Médicas. Retrieved from

http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1561-30032014000300010

Díez-Ortiz, M. (2006). *Background Levels of Trace Elements in Soils of Granada (Southern*

Spain). Universidad de Granada. Retrieved from <https://hera.ugr.es/tesisugr/16526946.pdf>

Diez Lázaro, F. J. (2009). *Fitocorrección de suelos contaminados con metales pesados*

evaluación de plantas tolerantes y optimización del proceso mediante prácticas

agronómicas. Universidade de Santiago de Compostela, Servizo de Publicacións e

Intercambio Científico. Retrieved from <https://minerva.usc.es/xmlui/handle/10347/2540>

El-Sikaily, A. E. N. A. A. M. A. K. A. (2012). Contamination and risk assessment of

organochlorines in surface sediments of Egyptian Mediterranean coast. *The Egyptian*

Journal of Aquatic Research, 38(1), 7–21. <http://doi.org/10.1016/J.EJAR.2012.08.001>

Elizabeth Paisio, C., Solange González, P., & Andrea Talano Elizabeth Agostini, M. (2012).

Remediación biológica de Mercurio: Recientes avances. *Rev Latinoam Biotecnol Amb*

Algal, 3(2), 119–146. Retrieved from

<http://uniciencia.ambientalex.info/revistas/vol3n23.pdf>

FAO. (2000). *Evaluación de la contaminación del suelo. Manual de referencia*. Roma.

- FAO. (2010). *International Code of Conduct on the Distribution and Use of Pesticides Guidance on Pest and Pesticide Management Policy Development*. Retrieved from <http://www.fao.org/3/a-a0220e.pdf>
- G., M. (1969, January 1). Index of geoaccumulation in sediments of the rhine river. GEO JOURNAL. Retrieved from <http://en.journals.sid.ir/ViewPaper.aspx?ID=329476>
- Galán Huertos, E., & Romero Baena, A. (2008). Contaminación de Suelos por Metales Pesados. *Macla*, 10, 48–60. Retrieved from http://www.ehu.eus/sem/macla_pdf/macla10/Macla10_48.pdf
- García-Céspedes, C. Damarys; Lima-Cazorla, C. Lázaro A.; Ruiz-Gutierrez, C. Lourdes; Santana-Romero, Santana-Romero, C. Jorge L.; Calderón-Peñalver, P. A. (2016). *agroecosistemas con probables riesgos a la salud por contaminación con metales pesados*. *Revista Cubana de Química* (Vol. 28). Dirección de Información Científico-Técnica, Universidad de Oriente. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=443543743004>
- García-Gutiérrez, C., & Rodríguez-Meza, G. (2012). Problemática y riesgo ambiental por el uso de plaguicidas en Sinaloa. Environmental Problems and Risk for the Use of Pesticides in Sinaloa. *Ra Ximhai*, 8(3), 1–10. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/461/46125177005.pdf>
- Gilvanise-Alves, T., Chaves, H. L. G., Feitosa De Vasconcelos, A. C., Fernandes, J. D., Orlando, H., & Guerra, C. (2016). African Journal of Agricultural Research Bentonite application in the remediation of copper contaminated soil, 11(14), 1218–1226. <http://doi.org/10.5897/AJAR2015.10722>
- Gómez, M. L., Hurtado, C., Dussán, J., Parra, J. P., & Narváez, S. (2006). Determination of the

- Ability to Degradate Persistent Organic Compounds by Marine Sediment Bacteria Isolated in the Colombian Caribbean. *Actual Biol*, 28(85), 125–137. Retrieved from <http://matematicas.udea.edu.co/~actubiol/actualidadesbiologicas/raba2006v28n85art3.pdf>
- Guerra, F., Trevizam, A. R., Muraoka, T., Marcante, N. C., & Canniatti-Brazaca, S. G. (2012). Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. *Scientia Agricola*, 69(1), 54–60. <http://doi.org/10.1590/S0103-90162012000100008>
- Haijun Zhang, Xianbo Lu, Yichi Zhanga, Xindong Ma, Shuqiu Wang, Yuwen Ni, J. C. (2016). Bioaccumulation of organochlorine pesticides and polychlorinated biphenyls by loaches living in rice paddy fields of Northeast China. *Environmental Pollution*, 216, 893–901. <http://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2016.06.064>
- Herrera-Giménez, J. (2015). *Oligoelementos Tóxicos y Esenciales y Biomarcadores en Sangre de Gestantes a Término: Impacto En La Rotura Prematura De Membranas*. UNIVERSIDAD DE MURCIA, Murcia. Retrieved from <http://www.tesisenred.net/bitstream/handle/10803/346061/TJHG.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Huang, S.-W., & Jin, J.-Y. (2008). Status of heavy metals in agricultural soils as affected by different patterns of land use. *Environmental Monitoring and Assessment*, 139(1–3), 317–327. <http://doi.org/10.1007/s10661-007-9838-4>
- IDEAM. (2005). *Mapa Climatológico de Colombia*. (V. y D. T. Ministerio de Ambiente, M. y E. A. Instituto de Hidrología, & R. de Colombia, Eds.). Bogotá. Retrieved from <http://documentacion.ideam.gov.co/openbiblio/bvirtual/019711/preliminares.pdf>
- IDEAM. (2013). *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia*. Bogotá D.C.

- IGAC. (2007). *Estudio General de Suelos y Zonificación de Tierras del Departamento del Atlántico*. (Insituto G). Bogotá D.C.
- IGAC. (2012). *Estudio de los conflictos de uso del territorio colombiano escala .1:100.000* (Instituto). Bogotá D.C.
- Järup, L. (2003). Hazards of heavy metal contamination. *British Medical Bulletin*, 68, 167–82. Retrieved from <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/14757716>
- Jayaraj, R., Megha, P., & Sreedev, P. (2016). Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary Toxicology*, 9(3–4), 90–100. <http://doi.org/10.1515/intox-2016-0012>
- Jorge Uzcátegui, Yelinda Araujo, L. M. (2011). Residuos de plaguicidas organoclorados y su relación con parámetros físico-químicos en suelos del municipio Pueblo Llano, Estado Mérida. *Bioagro*, 23(2), 115–120. Retrieved from http://www.scielo.org.ve/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1316-33612011000200006
- Juan D. Mahecha-Pulido, Juan M. Trujillo-González, & Marco A. Torres-Mora. (2015). Contenido de metales pesados en suelos agrícolas de la región del Ariari, Departamento del Meta. *ORINOQUIA*, 19(1), 118–122. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-37092015000100011
- Kabata-Pendias, A. (2011). *Trace elements in soils and plants*. <http://doi.org/10.1201/b10158-25>
- Karam Miguel-Ángel, Ramírez Guadalupe, Bustamnte L.Patricia, G. J.-M. (2003). Plaguicidas y salud de la población. *Ciencia Ergo Sum*, 11(3), 246–256. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/104/10411304.pdf>
- Khan, M. A., Khan, S., Khan, A., & Alam, M. (2017). Soil contamination with cadmium, consequences and remediation using organic amendments. *Science of The Total*

- Environment*, 601–602, 1591–1605. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.06.030>
- Kowalska, J., Mazurek, R., Gąsiorek, M., Setlak, M., Zaleski, T., & Waroszewski, J. (2016). Soil pollution indices conditioned by medieval metallurgical activity – A case study from Krakow (Poland). *Environmental Pollution*, 218, 1023–1036. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.08.053>
- Kumpiene, J., Lagerkvist, A., & Maurice, C. (2008). Stabilization of As, Cr, Cu, Pb and Zn in soil using amendments – A review. *Waste Management*, 28(1), 215–225. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.12.012>
- León-Morán, V.-H. (2015). *Guía de Aprendizaje sobre efectos nocivos de plaguicidas químicos y sus efectos dañinos al ambiente en el Área de Ciencias Naturales dirigido a estudiantes del Instituto Nacional de Educación Básica, municipio de Pajapita, departamento de San Marcos*. Universidad de San Carlos de Guatemala. Retrieved from http://biblioteca.usac.edu.gt/EPS/07/07_6478.pdf
- Li, Z., Ma, Z., van der Kuijp, T. J., Yuan, Z., & Huang, L. (2014). A review of soil heavy metal pollution from mines in China: Pollution and health risk assessment. *Science of The Total Environment*, 468–469, 843–853. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.08.090>
- Lieve Van-Camp, B. B., Anna Rita Gentile, R. J. A. J., Luca Montanarella, C. O., & Senthil-Kumar Selvaradjou. (2004). *Reports Of The Technical Working Groups. Established Under The Thematic Strategy For Soil Protection*. Retrieved from <http://ec.europa.eu/environment/archives/soil/pdf/vol1.pdf>
- López-Tejedor, I., Sierra, M. J., Rodríguez, J., & Millán, R. (2010). *Estudio de la Absorción y Distribución del Mercurio en Nerium Oleander L. en la Ribera del Río Valdeazogues (Estación de Chillón - Almadén)*. Centro de Investigaciones Energéticas, Medioambientales

- y Tecnológicas. Retrieved from
http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/41/122/41122006.pdf
- Lora, R. S. B., & Gutierrez, H. (2010). *Revista U.D.C.A actualidad & divulgación científica. Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica* (Vol. 13). Bogotá: Universidad de Ciencias Aplicadas y Ambientales.
- Loska, K., Wiechula, D., & Korus, I. (2004). Metal contamination of farming soils affected by industry. *Environment International*, 30(2), 159–165. [http://doi.org/10.1016/S0160-4120\(03\)00157-0](http://doi.org/10.1016/S0160-4120(03)00157-0)
- Louekari, K., Mäkelä-Kurtto, R., & Jousilahti, P. (2008). Health Risks Associated with Predicted Increase of Cadmium in Cultivated Soils and in the Diet. *Environmental Modeling & Assessment*, 13(4), 517–525. <http://doi.org/10.1007/s10666-007-9086-6>
- Lu, Q., Bai, J., Gao, Z., Zhao, Q., & Wang, J. (2016). Spatial and Seasonal Distribution and Risk Assessments for Metals in a Tamarix Chinensis Wetland, China. *Wetlands*, 36(S1), 125–136. <http://doi.org/10.1007/s13157-014-0598-y>
- MADS. (2013). *Política Nacional Para La Gestión Integral Ambiental Del Suelo (Gias)* (Bogotá: Mi). Bogotá D.C. Retrieved from
http://www.minambiente.gov.co/images/Atencion_y_participacion_al_ciudadano/Consulta_Publica/Politica-de-gestion-integral-del-suelo.pdf
- Mahbub, K. R., Bahar, M. M., Labbate, M., Krishnan, K., Andrews, S., Naidu, R., & Megharaj, M. (2017). Bioremediation of mercury: not properly exploited in contaminated soils! *Applied Microbiology and Biotechnology*, 101(3), 963–976. <http://doi.org/10.1007/s00253-016-8079-2>
- Mahbub, K. R., Krishnan, K., Megharaj, M., & Naidu, R. (2016). Mercury Inhibits Soil Enzyme

- Activity in a Lower Concentration than the Guideline Value. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 96(1), 76–82. <http://doi.org/10.1007/s00128-015-1664-8>
- Mahbub, K. R., Krishnan, K., Naidu, R., & Megharaj, M. (2017). Mercury remediation potential of a mercury resistant strain *Sphingopyxis* sp. SE2 isolated from contaminated soil. *Journal of Environmental Sciences*, 51, 128–137. <http://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.032>
- Mancena Rodríguez, N. J., & Álvarez-León, R. (2006). Estado Del Conocimiento De Las Concentraciones De Mercurio Y Otros Metales Pesados En Peces Dulceacuícolas De Colombia. *Acta Biológica Colombiana*, 11(1), 3–23. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-548X2006000100001
- Mansour, S. A. (2004). Pesticide exposure—Egyptian scene. *Toxicology*, 198(1–3), 91–115. <http://doi.org/10.1016/J.TOX.2004.01.036>
- Marrugo-Negrete, J. L., Navarro-Frómeta, A. E., & Urango-Cardenas, I. D. (2014). Organochlorine Pesticides in Soils from the Middle and Lower Sinú River Basin (Córdoba, Colombia). *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(8), 2053. <http://doi.org/10.1007/s11270-014-2053-3>
- Marrugo-Negrete, J., Pinedo-Hernández, J., & Díez, S. (2017). Assessment of heavy metal pollution, spatial distribution and origin in agricultural soils along the Sinú River Basin, Colombia. *Environmental Research*, 154, 380–388. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2017.01.021>
- Martínez-Valenzuela, C., & Gómez-Arroyo, S. (2007). Riesgo genotóxico por exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 23(4), 185–200. Retrieved from <http://www.revistascca.unam.mx/rca/index.php/rca/article/view/21636>

- Martínez, M. J. y Crespi, M. (1997). Uso de pesticidas para el cultivo de algodón. Situación actual. *Grasas Y Aceites*, 48(3), 166–172.
- Martínez, G., & Palacio, C. (2010). *determinación de metales pesados cadmio y plomo en suelos y granos de cacao frescos y fermentados mediante espectroscopía de absorción atómica de llama*. Universidad Industrial de Santander. Retrieved from <http://studylib.es/doc/5780604/determinaci%25C3%25B3n-de-metales-pesados-cadmio-y-plomo-en-suelos-y>
- Martínez, P. J. (2015). *Fraccionamiento de suelos contaminados con mercurio en el sur de la Sierra Gorda de Querétaro, México*. UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO. Retrieved from http://www.geociencias.unam.mx/geociencias/posgrado/tesis/maestria/martinez_perez_rodrigo.pdf
- Martinez M., F. E., Deantonio F., L. Y., Araujo C., G. A., Rojas, E. O., Gómez-Latorre, D. A., Alzate, D. F., ... Boshell-Villamarin, J. F. (2016). Agroclimatic zoning methodology for agricultural production systems in dry Caribbean region of Colombia. *Agronomía Colombiana*, 34(3), 374. <http://doi.org/10.15446/agron.colomb.v34n3.59672>
- Mas, A., & Azcue, J. M. (1993). *Metales en Sistemas Biológicos*. (Ed. Promoc).
- Mirzaei, R., Teymourzade, S., Sakizadeh, M., & Ghorbani, H. (2015). Comparative study of heavy metals concentration in topsoil of urban green space and agricultural land uses. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(12), 741. <http://doi.org/10.1007/s10661-015-4973-9>
- Muller, G. (1979). *Schwermetalle in den sedimenten des RheinsVeränderungen seit. . Umschau*.
- Narváez Valderrama, Jhon Fredy; Palacio Baena, Jaime Alberto; Molina Pérez, F. J. (2012).

- Persistencia de plaguicidas en el ambiente y su ecotoxicidad: Una revisión de los procesos de degradación natural. *Gestión Y Ambiente*, 15(3), 27–37. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=169424893002>
- Nava-Ruíz, C., & Méndez-Armenta, M. (2011). Efectos neurotóxicos de metales pesados (cadmio, plomo, arsénico y talio). *Neurociencia*, 16(3), 140–147. Retrieved from <http://www.medigraphic.com/pdfs/arcneu/ane-2011/ane113f.pdf>
- Naveedullah, Hashmi, M. Z., Yu, C., Shen, H., Duan, D., Shen, C., ... Chen, Y. (2013). Risk assessment of heavy metals pollution in agricultural soils of siling reservoir watershed in Zhejiang Province, China. *BioMed Research International*, 2013, 590306. <http://doi.org/10.1155/2013/590306>
- OECD/ECLAC. (2014). *OECD Environmental Performance Reviews: Colombia 2014*, (OCDE publishing). Retrieved from http://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/36663/lcl3768_es.pdf;jsessionid=CCD60B93D734B2918AA90B66F72420F2?sequence=1
- Orłowska., R. M. J. K. M. G. P. Z. A. J. T. Z. W. K. M. T. K. (2017). Assessment of heavy metals contamination in surface layers of Roztocze National Park forest soils (SE Poland) by indices of pollution. *Chemosphere*, 168, 839–850. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.10.126>
- Ortiz, I., Sanz, J., García, M., Valiño, D., & Fernández, S. V. (2007). *Técnicas de recuperación de Suelos contaminados*. (CITME, Ed.). Madrid. Retrieved from https://www.madrimasd.org/informacionidi/biblioteca/publicacion/doc/vt/vt6_tecnicas_recuperacion_suelos_contaminados.pdf
- Plenge-Tellechea, F., Sierra-Fonseca, J. A., & Castillo-Sosa, Y. A. (2007). Riesgos a la salud

- humana causados por plaguicidas. *TECNOCENCIA Chihuahua*, 1(3), 3. Retrieved from https://www.researchgate.net/profile/Luis_Plenge/publication/242612286_Human_health_risks_caused_by_pesticides/links/54453f7b0cf2f14fb80ef7ef/Human-health-risks-caused-by-pesticides.pdf
- Prieto-Méndez, J. , César A. González-Ramírez; Alma D. Román-Gutiérrez;, & Francisco Prieto-García. (2009). Tropical and Subtropical Agroecosystems. *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10, 29–44. Retrieved from <http://www.redalyc.org/pdf/939/93911243003.pdf>
- Pueblo, D. del. (2006). Diagnóstico sobre calidad de agua para consumo humano. Segundo Informe Defensorial. *Meta*, 1–185.
- Quintero Díaz, J. C. (2011). Revisión: Degradación de Plaguicidas Mediante Hongos de la Pudrición Blanca de la Madera Pesticides Degradation by White Rot Fungi: A Review. *Rev.Fac.Nal.Agr.Medellín*, 61(1), 5867–5882. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/rfnam/v64n1/a12v64n01.pdf>
- R. Millán, R.O. Carpena, T. Schmid, M.J. Sierra, E. Moreno, J. Peñalosa, R. Gamarra, E. E. (2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas*, 2.
- Ramírez, J. A., & Lacasaña, Y. (2001). Plaguicidas: clasificación, uso, toxicología y medición de la exposición Pesticides: classification, uses, toxicological aspects and exposure assesment. *Arch Prev Riesgos Labor*, 4(2), 67–75. Retrieved from <http://unicesar.ambientalex.info/infoCT/Placlausotoxmedexpmx.pdf>
- Rangel Chavez, M. (2009). “Evaluación de la contaminación por metales pesados en la Laguna de Yuriria, Guanajuato y su impacto en la región.” Universidad Autónoma Chapingo. Retrieved from <http://suelos.chapingo.mx/tesis/tesis/249.pdf>

Rehman, M. Z. ur, Rizwan, M., Ali, S., Ok, Y. S., Ishaque, W., Saifullah, ... Waqar, M. (2017).

Remediation of heavy metal contaminated soils by using *Solanum nigrum* : A review.

Ecotoxicology and Environmental Safety, 143, 236–248.

<http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.05.038>

REPCar. (2009). *Uso seguro de Plaguicidas e insumos*. (AUGURA, Ed.) (PNUMA). Medellín.

Retrieved from <http://cep.unep.org/repicar/proyectos-demostrativos/colombia->

[1/publicaciones-colombia/cartilla-plaguicidas-definitiva.pdf](http://publicaciones-colombia/cartilla-plaguicidas-definitiva.pdf)

Reyes, Y. C., Vergara, I., Torres, O. E., Díaz, M., & Edgar E. González. (2016). Contaminación

por Metales Pesados: Implicaciones en Salud, Ambiente y Seguridad Alimentaria. *Revista*

Ingeniería, Investigación Y Desarrollo, 16(2), 66–77.

Roberto Zayas-Mujica; Ulises Cabrera-Cárdenas. (2007). Los tóxicos ambientales y su impacto

en la salud de los niños. *Revista Cubana de Pediatría*, 79(2). Retrieved from

http://bvs.sld.cu/revistas/ped/vol79_02_07/ped06207.htm

Roberts, E. M., English, P. B., Grether, J. K., Windham, G. C., Somberg, L., & Wolff, C. (2007).

Maternal Residence Near Agricultural Pesticide Applications and Autism Spectrum

Disorders Among Children in the California Central Valley. *Environmental Health*

Perspectives, 115(10), 1482–9. <http://doi.org/10.1289/ehp.10168>

Rojo, P. A., Frances, F. S., García-Sánchez, A., & Álvarez-Ayuso, E. (2004). Baseline

Concentrations of Heavy Metals in Native Soils of the Salamanca and Valladolid Provinces,

Spain. *Arid Land Research and Management*, 18(3), 241–250.

<http://doi.org/10.1080/15324980490451320>

Roqueme, J., Pinedo, J. J., Marrugo, J. L., & Aparicio, A. (2014). Hacia un contexto de las

ciencias ambientales: iberoamérica Metales pesados en suelos agrícolas del valle medio y

- bajo del río Sinú, departamento de Córdoba. Motería: II Seminario de Ciencias Ambientales Sue-Caribe & VII Seminario Internacional de Gestión Ambiental, . Retrieved from <http://maestriaambiental.com/memorias/16.pdf>
- Ross, S. (1994). Sources and forms of potentially toxic metals in soil-plant systems . *Toxic Metals in Soil-Plant Systems*, 3–25.
- Rueda, S. G., Rodríguez, J. A. V., & Madriñán, M. R. (2011). Metodologías para establecer valores de referencia de metales pesados en suelos agrícolas: perspectivas para Colombia. *Acta Agronómica*, 60(3), 203–217. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0120-28122011000300001
- Ruíz-Cabarcas, A., & Caicedo-Pabón, J. D. (2013). *Efecto de los fenómenos de El Niño y La Niña en la precipitación y su impacto en la producción agrícola del departamento del Atlántico (Colombia)*. Cuadernos de Geografía - Revista Colombiana de Geografía (Vol. 22). Bogotá: Facultad de Ciencias Humanas de la Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-215X2013000200003
- Sánchez-Osorio, J. L., Macías-Zamora, J. V., Ramírez-Álvarez, N., & Bidleman, T. F. (2017). Organochlorine pesticides in residential soils and sediments within two main agricultural areas of northwest Mexico: Concentrations, enantiomer compositions and potential sources. *Chemosphere*, 173, 275–287. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.01.010>
- Sánchez, J. C. (2010). *Metodologías analíticas para la determinación de metales tóxicos en muestras de interés ambiental*. Universidad Nacional de Colombia. Retrieved from <http://www.bdigital.unal.edu.co/8170/1/juancarlosanchezcontreras.2010.pdf>
- Sánchez Martínez, J. (2015). Descontaminación de un tramo del alto guadalentín mediante

- fitoextracción. *Universidad Politécnica de Cartagena*. Retrieved from <http://repositorio.upct.es/handle/10317/5638>
- Sandra-V Jáquez-Matas, Laura-S González-Valdez, R. I. C., & Víctor Ortega-Martínez. (n.d.). Comportamiento de plaguicidas persistentes en el medio ambiente. Retrieved from [http://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/16959/1/COMPORTAMIENTO DE PLAGUICIDAS PERSISTENTES EN EL MEDIO AMBIENTE.pdf](http://www.repositoriodigital.ipn.mx/bitstream/123456789/16959/1/COMPORTAMIENTO%20DE%20PLAGUICIDAS%20PERSISTENTES%20EN%20EL%20MEDIO%20AMBIENTE.pdf)
- Sandra Milena, Silva Arroyave; Francisco Javier, C. R. (2009). Análisis De La Contaminación Del Suelo: Revisión De La Normativa Y Posibilidades De Regulación Económica. *Semestre Económico - Universidad de Medellín*, 12(23), 13–34. Retrieved from <http://www.scielo.org.co/pdf/seec/v12n23/v12n23a2.pdf>
- Sara Bonilla-Valencia. (2013). *Estudio para tratamientos de biorremediación de suelos contaminados con plomo, utilizando el método de fitorremediación*. Universidad Politécnica Salesiana, Sede Quito, Campus Sur. Retrieved from <https://www.dspace.ups.edu.ec/bitstream/123456789/4400/1/UPS-ST000985.pdf>
- Sharma, H. R., Kaushik, A., & Kaushik, C. P. (2013). Organochlorine pesticide residues in fodder from rural areas of Haryana, India. *Toxicological & Environmental Chemistry*, 95(1), 69–81. <http://doi.org/10.1080/02772248.2012.748779>
- Singh, A., Sharma, R. K., Agrawal, M., & Marshall, F. M. (2010). Health risk assessment of heavy metals via dietary intake of foodstuffs from the wastewater irrigated site of a dry tropical area of India. *Food and Chemical Toxicology*, 48(2), 611–619. <http://doi.org/10.1016/j.fct.2009.11.041>
- Singh, S., Raju, N. J., & Nazneen, S. (2015). Environmental risk of heavy metal pollution and contamination sources using multivariate analysis in the soils of Varanasi environs, India.

- Environmental Monitoring and Assessment*, 187(6), 345. <http://doi.org/10.1007/s10661-015-4577-4>
- Singh, Z., Kaur, J., Kaur, R., & Hundal, S. S. (2016). Toxic Effects of Organochlorine Pesticides: A Review. *American Journal of BioScience*, 4(3), 11. <http://doi.org/10.11648/j.ajbio.s.2016040301.13>
- Soto-Leal, D.-S., Valenzuela Quintanar, A. I., De Lourdes Gutiérrez Coronado, M., Del, M., Bermúdez Almada, C., Hernández, J. G., ... Navarro, P. V. (2013). Organochlorine Pesticide Residues in Agricultural Soils. *Terra Latinoamericana*. Retrieved from <http://www.scielo.org.mx/pdf/tl/v32n1/2395-8030-tl-32-01-00001.pdf>
- Soto, S. D. L., Quintanar, A. I. V., Coronado, M. de L. G., Almada, M. del C. B., Hernández, J. G., Madrid, M. L. A., ... Navarro, C. P. V. (2014). *Terra Latinoamericana*. *Terra Latinoamericana* (Vol. 32). Sociedad Mexicana de la Ciencia del Suelo, A.C. Retrieved from <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=57330740001>
- Sutherland, R. A. (2000). Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology*, 39(6), 611–627. <http://doi.org/10.1007/s002540050473>
- Tang, H. P. (2013). Recent development in analysis of persistent organic pollutants under the Stockholm Convention. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 45, 48–66. <http://doi.org/10.1016/j.trac.2013.01.005>
- Tong, S., Von Schirnding, Y. E., & Prapamontol, T. (2000). Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. *World Health Organization 2000*, 78(9). Retrieved from [http://www.who.int/bulletin/archives/78\(9\)1068.pdf](http://www.who.int/bulletin/archives/78(9)1068.pdf)
- Tóth, G., Hermann, T., Da Silva, M. R., & Montanarella, L. (2016). Heavy metals in agricultural soils of the European Union with implications for food safety. *Environment International*,

88, 299–309. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2015.12.017>

Ursula Roth; Hening Eckel; Helmunt Döhler; Ute SchulteiB. (2006). Concerted Action Aromis Assesment and reduction Of Heavy Metal Input Into Agro-Ecosystems. In *International conference “Soil protection strategy-needs and approaches for policy support”* (Institute, p. 10). Pulawy, Poland.

V. Rizzatia, O Briand, H Guillou, L. G.-P. (2016). Effects of pesticide mixtures in human and animal models: An update of the recent literature. *Chemico-Biological Interactions*, 254, 231–246. <http://doi.org/10.1016/J.CBI.2016.06.003>

Varona, M., Uribe, R., Castro, M., Páez, I., Carvajal, E., Barbosa, L., & León, S. (2012). Impacto en la salud y el medio ambiente por exposición a plaguicidas e implementación de buenas prácticas agrícolas en el cultivo de tomate , Colombia , 2011. *Revista Chilena de Salud Pública*, 16(2), 96–106. <http://doi.org/10.5354/0717-3652.2012.20267>

Verma Yashu, S. R. (2017). Cadmium status in soils: A review on sources and chemistry. *Res.J.chem.sci.*, 7(6), 23–25. Retrieved from <http://www.isca.in/rjcs/Archives/v7/i6/5.ISCA-RJCS-2017-032.php>

Villadiego, A., Ríos, A. G., & Sánchez López, A. (2013). Validación De Un Método Para El Análisis De Plaguicidas Organoclorados En Tejido Adiposo. *Revista de Investigaciones*, 24(1), 146–152. Retrieved from http://blade1.uniquindio.edu.co/uniquindio/revistainvestigaciones/adjuntos/pdf/250a_Art16.Galera.pdf

Wang, J., Feng, X., Anderson, C. W. N., Xing, Y., & Shang, L. (2012). Remediation of mercury contaminated sites – A review. *Journal of Hazardous Materials*, 221–222, 1–18. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.04.035>

- Wang, W., Huang, M.-J., Wu, F.-Y., Kang, Y., Wang, H.-S., Cheung, K. C., & Wong, M. H. (2013). Risk assessment of bioaccessible organochlorine pesticides exposure via indoor and outdoor dust. *Atmospheric Environment*, 77, 525–533.
<http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2013.04.071>
- Ward, M. H., Colt, J. S., Metayer, C., Gunier, R. B., Lubin, J., Crouse, V., ... Buffler, P. A. (2009). Residential Exposure to Polychlorinated Biphenyls and Organochlorine Pesticides and Risk of Childhood Leukemia. *Environmental Health Perspectives*, 117(6), 1007–1013.
<http://doi.org/10.1289/ehp.0900583>
- Wong, J.W.C.; Li, K.L.; Zhou, S. (2007). The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. *Geoderma*, 137(3–4), 310–317.
<http://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2006.08.026>
- Wuana, R. A., & Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*, 2011, 1–20. <http://doi.org/10.5402/2011/402647>
- Xiaojun Wen, Qinggai Wang, Guangliang Zhang, Junhong Bai, Wei Wang, S. Z. (2017). Assessment of heavy metals contamination in soil profiles of roadside Suaeda salsa wetlands in a Chinese delta. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 97, 71–76.
<http://doi.org/10.1016/J.PCE.2017.01.001>
- Xu, X., Yang, H., Li, Q., Yang, B., Wang, X., & Lee, F. S. C. (2007). Residues of organochlorine pesticides in near shore waters of LaiZhou Bay and JiaoZhou Bay, Shandong Peninsula, China. *Chemosphere*, 68(1), 126–139.
<http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.12.021>
- Yacomelo Hernández, M. J. (2014). *Riesgo toxicológico en personas expuestas, a suelos y*

vegetales, con posibles concentraciones de metales pesados, en el sur del Atlántico, Colombia. UNIVERSIDAD NACIONAL DE COLOMBIA SEDE MEDELLÍN.

<http://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Yang, L., Huang, B., Hu, W., Chen, Y., & Mao, M. (2013). Assessment and source identification of trace metals in the soils of greenhouse vegetable production in eastern China.

Ecotoxicology and Environmental Safety, 97, 204–209.

<http://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2013.08.002>

Zhang, G., Bai, J., Zhao, Q., Jia, J., & Wen, X. (2016). Heavy metals pollution in soil profiles from seasonal-flooding riparian wetlands in a Chinese delta: Levels, distributions and toxic risks. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 97, 54–61.

<http://doi.org/10.1016/j.pce.2016.11.004>

Zhang a, G., Bai, J., Zhao, Q., Lu, Q., Jia, J., & Wen, X. (2016). Heavy metals in wetland soils along a wetland-forming chronosequence in the Yellow River Delta of China: Levels, sources and toxic risks. *Ecological Indicators*, 69, 331–339.

<http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.04.042>

Zhong, G., Tang, J., Xie, Z., Mi, W., Chen, Y., Möller, A., ... Ebinghaus, R. (2015). Selected current-use pesticides (CUPs) in coastal and offshore sediments of Bohai and Yellow seas.

Environmental Science and Pollution Research, 22(3), 1653–1661.

<http://doi.org/10.1007/s11356-014-2648-7>

Zovko, M., & Romic, M. (2011). Soil Contamination by Trace Metals: Geochemical Behaviour as an Element of Risk Assessment. In *Earth and Environmental Sciences*. InTech.

<http://doi.org/10.5772/25448>

Zubillaga, MS; Lavado, R. (2002). Fertilización Fosfatada Prolongada Y Contenido De

Elementos Traza En Un Argiudol Tipico De La Pampa Ondulada. *Ciencia Del Suelo*, 20(2),

4. Retrieved from https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_20n2/zubillaga_110-113.pdf

12. Anexos

12.1. Resultados índices de contaminación

12.1.1. Factor de enriquecimiento (EF)

Anexo 1.

Factor de enriquecimiento de los suelos del DRR, por Zonas.

| FACTOR DE ENRIQUECIMIENTO (EF) | | | | | | | | |
|--------------------------------|---------|------|------|-------|------|------|-------|------|
| Zona | Muestra | Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | Hg | Cd |
| Z1 | 1 | 2,09 | 1,06 | 2,468 | 1,71 | 0,28 | 0,812 | 0,01 |
| | | 1 | 2 | | 6 | 5 | 8 | 53 |
| | 2 | 2,03 | 1,04 | 2,508 | 1,50 | 0,27 | 0,838 | 0,01 |
| | | 0 | 9 | | 2 | 7 | 7 | 53 |
| Z2 | 3 | 2,04 | 0,99 | 2,384 | 1,58 | 0,26 | 1,101 | 0,01 |
| | | 3 | 2 | | 2 | 8 | 3 | 53 |
| | 4 | 2,02 | 1,05 | 3,076 | 1,79 | 0,31 | 0,725 | 0,01 |
| | | 5 | 1 | | 2 | 5 | 1 | 53 |
| Z3 | 5 | 1,95 | 1,04 | 2,697 | 1,66 | 0,27 | 0,753 | 0,01 |
| | | 6 | 2 | | 2 | 1 | 6 | 53 |
| | 6 | 2,25 | 1,04 | 2,583 | 1,58 | 0,29 | 0,919 | 0,01 |
| | | 9 | 2 | | 6 | 1 | 7 | 53 |
| | 7 | 1,97 | 1,07 | 2,643 | 1,57 | 0,28 | 0,905 | 0,01 |
| | | 8 | 9 | | 2 | 7 | 1 | 53 |
| | 8 | 1,96 | 1,02 | 2,664 | 1,73 | 0,27 | 0,436 | 0,01 |

| | | | | | | | | |
|----|----|------|------|-------|------|------|-------|------|
| | | 8 | 0 | | 4 | 8 | 4 | 53 |
| Z4 | 9 | 2,05 | 1,04 | 2,722 | 1,56 | 0,25 | 0,514 | 0,01 |
| | | 0 | 4 | | 4 | 2 | 2 | 53 |
| | 10 | 2,00 | 1,03 | 2,735 | 1,63 | 0,26 | 0,574 | 0,01 |
| | | 4 | 9 | | 6 | 9 | 3 | 53 |

Fuente: Elaboración propia.

12.1.2. Índice de Geoacumulación (Igeo)

Anexo 2.

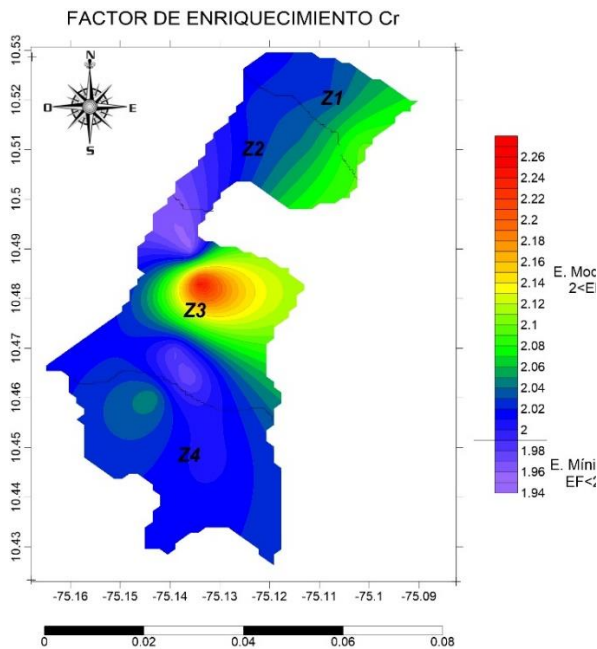
Índice de Geoacumulación en suelos del DRR, por zonas.

| ÍNDICE DE GEOACUMULACIÓN (Igeo) | | | | | | | | |
|---------------------------------|---------|-------|--------|-------|-------|--------|---------|--------|
| Zona | Muestra | Cr | Ni | Cu | Zn | Pb | Hg | Cd |
| Z1 | 1 | 1,148 | 0,171 | 1,387 | 0,863 | -1,724 | -0,2152 | -5,942 |
| | 2 | 1,125 | 0,172 | 1,430 | 0,690 | -1,745 | -0,1505 | -5,942 |
| Z2 | 3 | 0,878 | -0,163 | 1,101 | 0,509 | -2,050 | -0,0134 | -5,942 |
| | 4 | 0,981 | 0,036 | 1,585 | 0,805 | -1,700 | -0,4999 | -5,942 |
| Z3 | 5 | 1,152 | 0,244 | 1,616 | 0,918 | -1,694 | -0,2232 | -5,942 |
| | 6 | 1,112 | -0,004 | 1,305 | 0,602 | -1,842 | -0,1844 | -5,942 |
| | 7 | 1,082 | 0,207 | 1,499 | 0,750 | -1,699 | -0,0464 | -5,942 |
| | 8 | 1,157 | 0,210 | 1,594 | 0,975 | -1,664 | -1,0155 | -5,942 |
| Z4 | 9 | 1,482 | 0,509 | 1,891 | 1,092 | -1,537 | -0,5132 | -5,942 |
| | 10 | 1,201 | 0,253 | 1,649 | 0,908 | -1,693 | -0,6024 | -5,942 |

Nota. Elaboración propia.

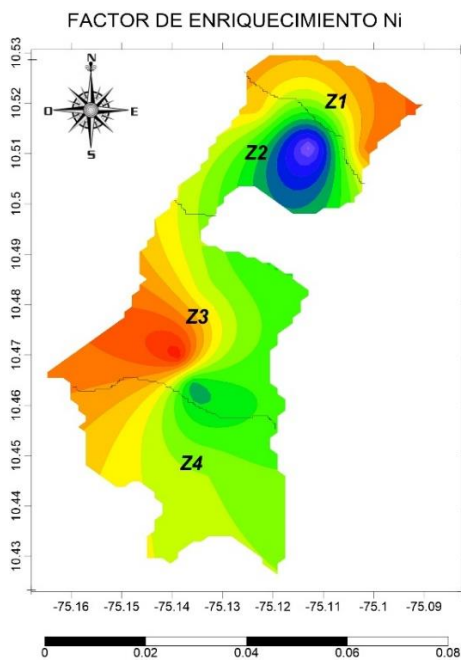
12.2. Mapas factor de enriquecimiento (EF)

Anexo 3. Factor de enriquecimiento del Cr.

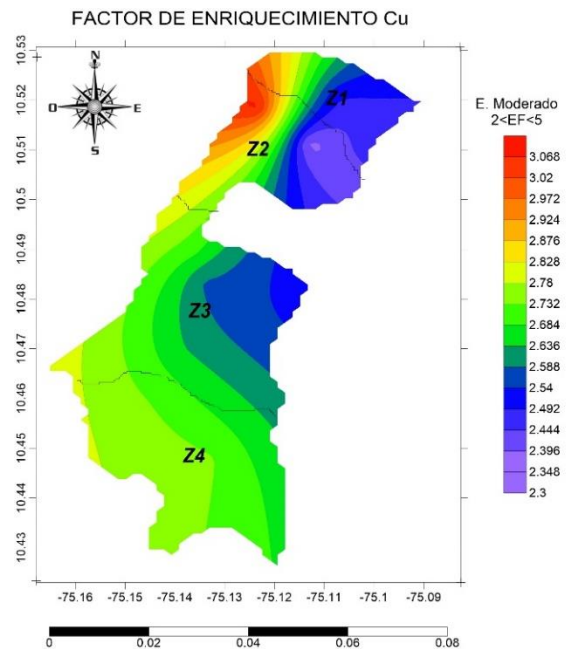


Anexo 4. Factor de enriquecimiento del Ni.

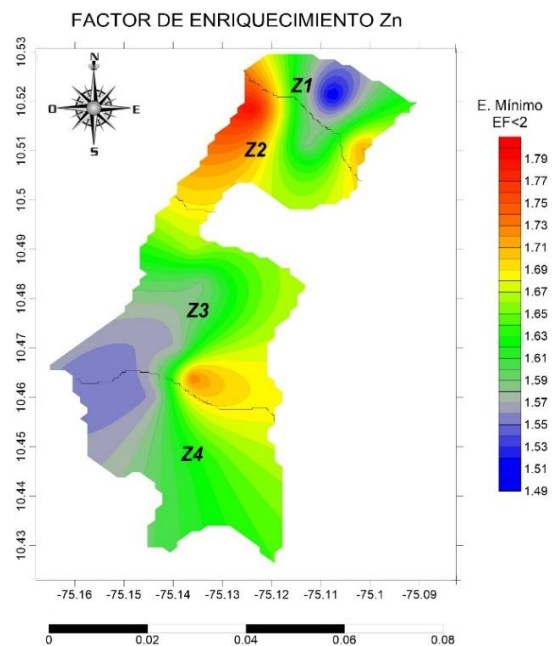
(2017)



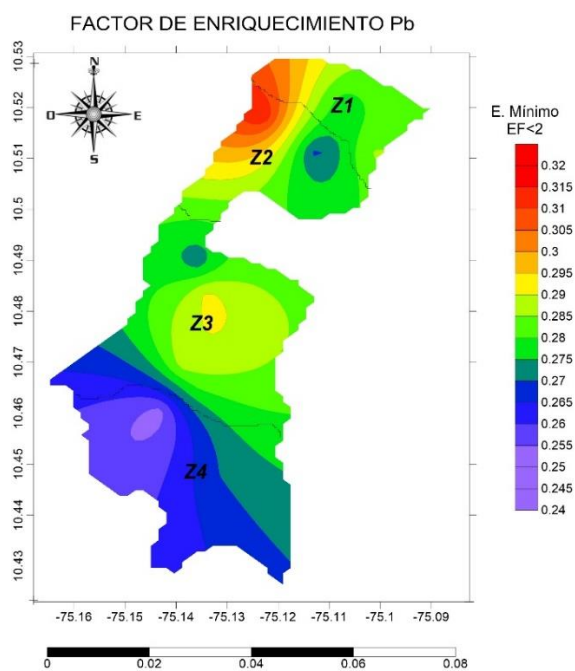
Anexo 5. Factor de enriquecimiento del Cu.



Anexo 6. Factor de enriquecimiento del Zn.



Anexo 7. Factor de enriquecimiento del Pb.



Anexo 8. Factor de enriquecimiento del Hg.

